



سال شانزدهم، شماره ۶۰
زمستان ۱۴۰۳، صفحات ۱۶-۱

دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهر
فصلنامه‌ی کاربرد شیمی در محیط زیست

"مقاله پژوهشی"

نقش مدیریت سبز در کاهش استفاده از پلاستیک: یک بررسی سیستماتیک

شیوا دهقان آبکنار^۱، نازنین خاکی پور^{۲*}

^۱دانشیار گروه شیمی، واحد تهران جنوب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

^۲استادیار گروه خاکشناسی، واحد سوادکوه، دانشگاه آزاد اسلامی، سوادکوه، ایران

* نویسنده مسئول مکاتبات: Email: nazanin_kh_43713@yahoo.com

(دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۰۸/۲۳، پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۱۱/۳۰)

چکیده

انباشت زباله‌های پلاستیکی به عنوان یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست محیطی شناخته شده است. تخمین زده می‌شود تا سال ۲۰۱۵ تقریباً ۶۳۰۰ میلیون تن زباله پلاستیکی تولید شده است که ۷۹ درصد آن در محل‌های دفن زباله یا محیط طبیعی انباشته شده است. اقیانوس‌ها بحرانی‌ترین مناطق از لحاظ آلودگی تجمع پلاستیک‌ها به شمار می‌روند، زیرا می‌توانند پلاستیک‌ها را به مناطق دور منتقل کنند. یافتن راه حل‌های جایگزین سازگار با محیط زیست، مانند تجزیه زیستی به جای دفع سنتی، از اهمیت بالایی برخوردار است. تخریب غیرزیستی پلاستیک به طور طبیعی مانند تخریب مکانیکی ناشی از نیروهای جزر و مد، امواج و سایش توسط سنگ‌ها اتفاق می‌افتد. به طور طبیعی، اکسیداسیون در اثر نور، فرآیند هیدرولیز و تخریب مکانیکی می‌تواند به راحتی منجر به تشکیل قطعات میکرو و نانوپلاستیک شود. هیدرولیز پلاستیک یکی از مراحل اصلی در تخریب غیر زیستی است. در تخریب زیستی، باکتری‌های خاک در پاکسازی زیستی آلاینده‌ها کارآمد هستند زیرا با شرایط محیطی متغیر مانند دما، رطوبت، pH و غیره مواجه می‌شوند. بررسی رفتار فرسایش پلیمرها، مخلوط‌ها، کامپوزیت‌ها و غیره در شرایط مختلف محیطی یک موضوع اولویت‌دار برای ارزیابی کاربردهای احتمالی و تعیین طول عمر آنهاست.

واژه‌های کلیدی: پلاستیک، میکروپلاستیک، تخریب غیر زیستی، تخریب زیستی، انباشت

مقدمه

انباشت زباله‌های پلاستیکی اخیراً به عنوان یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست محیطی شناخته شده - است که بر تمام اشکال زندگی، اکوسیستم‌های طبیعی و اقتصاد در سراسر جهان تأثیر می‌گذارد. آلودگی پلاستیکی، جهان و زندگی در آن را تهدید می‌کند. بنابراین روش‌های مقرون به صرفه و سازگار با محیط زیست برای مقابله با این چالش، مورد نیاز است. حذف پلاستیک با استفاده از روش‌های شیمیایی، مواد شیمیایی سمی را وارد محیط می‌کند. از طرفی، محصولات جانبی روش فیزیکی، که یک فرآیند کند و پرهزینه است، جایگزین بهتری به شمار نمی‌آید. بنابراین، یافتن راه حل‌های جایگزین سازگار با محیط زیست، مانند تجزیه زیستی به جای دفع سنتی، از اهمیت بالایی برخوردار است. با این حال، تا به امروز، دانش محدودی در مورد مکانیسم‌های تجزیه زیستی و پلاستیک وجود دارد. فرآیند حذف باید با تکیه بر منابع زیست محیطی و تولید محصولات جانبی سازگار با محیط زیست نظیر تولید سوخت زیستی باشد. اما تبدیل پلاستیک به سوخت زیستی گران است. از این رو، تجزیه زیستی، فرآیند بهتر، پایدار و مقرون به صرفه برای حذف پلاستیک و هر آلاینده دیگر است. پلاستیک یکی از ضروری‌ترین و پرکاربردترین مواد در جهان است که به دلیل خواص مطلوب از جمله وزن سبک، نگهداری آسان، مقاومت در برابر هوا، سمیت کم، شفافیت و قیمت پایین، کاربرد پلاستیک را در انواع مختلف فعالیت‌های صنعتی، تجاری و کشاورزی تسهیل می‌کند (۱ و ۲). پلاستیک‌ها به دلیل پایداری و دوام خود که از ماهیت پلیمری آن ناشی می‌شود (۳)، توجه زیادی

را در مقایسه با سایر مواد تولید شده جامد، به خود جلب کرده‌اند. با این حال، اکثر انواع پلاستیک غیر قابل تجزیه هستند و قرن‌ها طول می‌کشد تا در طبیعت، به صورت کامل، تجزیه شوند. در حال حاضر، پرمصرف‌ترین پلاستیک‌ها پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن (PS)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و پلی‌اورتان هستند (PU) (۴)، که به دو دسته پلیمرهای با ساختار C\C و پلیمرهای هترواتی تقسیم می‌شوند. پلیمرهای ساختار C\C، از جمله PE، PVC، PS و PP ۷۷ درصد از کل سهم بازار را تشکیل می‌دهند، در حالی که پلیمرهای هترواتی مانند PET و PU حدود ۱۸ درصد از بازار را تشکیل می‌دهند (۵). پلیمرهای با ساختار C\C در برابر هیدرولیز و تجزیه زیستی مقاوم بوده و حساس به اکسیداسیون حرارتی می‌باشند (۶)، درحالی‌که پلیمرهای هترواتی ممکن است از طریق اکسیداسیون نوری، هیدرولیز و بیولوژیکی تخریب شوند (۴). میکروپلاستیک‌ها (MPs^۱) با توجه به شیوع گسترده آن‌ها در تمام بخش‌های زیست محیطی، از جمله جو، زمین و آب، آلاینده‌های بالقوه نگران‌کننده‌ای هستند. آن‌ها به عنوان ذرات پلاستیکی با اندازه ۱ میکرومتر تا ۵ میلی‌متر تعریف شده‌اند و در انواع، اندازه، شکل و ترکیبات پلیمری اولیه و ثانویه مختلف ارائه می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها به دلیل ماندگاری و خاصیت تجمع زیستی برای حیات وحش و انسان، مضر فرض می‌شوند. طبق گزارش سازمان ملل، تا سال ۲۰۲۰ سالانه بیش از ۴۰۰ میلیون تن ضایعات پلاستیکی تولید شده است، در حالی‌که پیش‌بینی می‌شود تولید

^۱ Microplastics

پلاستیک تا سال ۲۰۳۵ دو برابر شود و به ۸۰۰ میلیون تن و تا سال ۲۰۵۰ به ۱۶۰۰ تن برسد (۷). فرآیند تولید پلاستیک حجم عظیمی از مواد مضر، از جمله کربن مونوکسید، دیوکسین‌ها، اکسیدهای نیتروژن و سیانید هیدروژن را در هوا آزاد می‌کند، که تهدیدی جدی برای محیط زیست و سلامت انسان است. رویر و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که تولید پلی اتیلن با چگالی کم (LDPE) با زمان انکوباسیون (۲۱۲ روز) تولید گازها را افزایش داده و به ۵/۸ نانومول متان در گرم در روز، ۱۴/۵ نانومول اتیلن در گرم در روز، ۳/۹ نانومول اتان در گرم در روز و ۹/۷ نانومول پروپیلن در گرم در روز رسانده است. همچنین، میزان انتشار گازها توسط LDPE هنگامی که در هوا، در مقایسه با آب انکوبه می‌شود، برای متان و اتیلن به ترتیب ۲ و ۷۶ برابر بیش‌تر است (۸). بنابراین این پلاستیک‌ها می‌توانند یک منبع ناشناخته مرتبط با تغییرات آب و هوایی باشند. گازهایی که انتظار می‌رود با تولید و انباشته شدن پلاستیک در محیط زیست، افزایش بیش‌تری یابد. در مورد دفع پلاستیک، ۶/۳ میلیارد تن از تولید جهانی پلاستیک از سال ۱۹۵۰ تا سال ۲۰۱۸ نهایتاً به تولید زباله ختم شده است و بیش از ۴ میلیارد تن فقط یک بار قبل از دفع، استفاده شده است (۹). علاوه بر این، حدود ۴/۵ میلیارد تن، از کل زباله‌های پلاستیکی به محل‌های دفن زباله ختم می‌شوند یا در محیط زیست رها می‌شوند که بر محتوای میکروبی خاک تأثیر منفی می‌گذارند (۱۰).

اولین پلیمر مصنوعی، باکلیت، در اوایل قرن بیستم تولید شد. تولید انبوه پلاستیک از دهه ۱۹۵۰ به بعد رونق گرفت و در طی آن دوره، خواص آنها به طور مداوم بهبود یافت. پرکاربردترین مواد پلیمری پلی اتیلن (PE)، پلی پروپیلن (PP)، پلی استایرن (PS)، پلی وینیل کلراید (PVC)، پلی اورتان (PUR)، پلی اتیلن ترفتالات (PET)، پلی بوتیلن ترفتالات (PBT) و نایلون‌ها می‌باشند (۱۱). در حال حاضر بیش از ۵۳۰۰ نوع پلاستیک با طیف وسیعی از افزودنی‌های شیمیایی از جمله نرم‌کننده‌ها، رنگدانه‌ها، تثبیت کننده‌ها، سورفکتانت‌ها و پرکننده‌های معدنی تولید می‌شوند (۱۲). پلاستیک‌ها کاربردهای گسترده‌ای در زمینه‌های صنایع غذایی و بسته‌بندی، داروسازی، کشاورزی، آرایشی و بهداشتی، مواد شوینده، مواد شیمیایی و غیره دارند. پلاستیک‌های مصنوعی جایگاه چشمگیری در زمینه بسته‌بندی به عنوان جایگزینی برای مواد بسته‌بندی مبتنی بر سلولز به خود اختصاص داده‌اند (۱۰).

² Low density polyethylene,

جدول (۱): کاربرد اصلی انواع پلاستیک ها و درصد آن‌ها

نوع پلاستیک	کاربرد اصلی	درصد مورد استفاده (%)
پلی اتیلن (PE)	بطری‌های دارویی و فشاری، کیسه‌های زباله، صنعت اتصالات	۲۹/۸
پلی پروپیلن (PP)	بسته‌بندی مواد غذایی، لوله، قطعات خودرو، ظروف میکروویو	۱۹/۴
پلی اتیلن ترفتالات (PET)	بطری‌های آب معدنی، شیشه‌های سفت و سخت لوازم آرایشی، ظروف قابل استفاده در میکروویو، فیلم‌های شفاف، بسته‌بندی تاول‌های مواد غذایی	۷/۹
پلی وینیل کلراید (PVC)	کت‌های بارانی، پرده دوش، لوله‌کشی داخلی، لوازم الکترونیکی	۱۰/۰
پلی اورتان (PUT)	مبلمان بستر فوم، عایق سقف و دیوار، پنجره‌ها، درها و درزگیرهای عایق هوا	۷/۹
پلی استایرن (PS)	جعبه‌های سی دی و دی وی دی، طیف وسیعی از کاربردهای پزشکی، سینی‌های کشت بافت، لوله‌های آزمایش، پتری دیش‌ها	۶/۲

روش جستجو

مطالعات متعددی در مورد تاریخچه تولید پلاستیک، روش‌های تولید و بررسی روشهای تجزیه پلاستیک - ها وجود دارد. در این مقاله ضمن معرفی انواع پلاستیک‌های موجود در بازار، محل مصرف و نحوه تجزیه و تخریب آن‌ها در بخش‌های مختلف آینده مورد بررسی قرار گرفته است.

مرور مطالعات

- آلودگی پلاستیک در بخش های مختلف محیط زیست

چگالی برخی از پلاستیک‌ها مانند ³HDPE، LDPE، ⁴PP کم‌تر از چگالی آب است، بنابراین بر روی نهرها و رودخانه‌های سراسر جهان شناور می‌شوند و به راحتی وارد اقیانوس‌ها و بدنه‌های آبی می‌شوند (۱۳). اقیانوس‌ها بحرانی‌ترین مناطق از لحاظ آلودگی تجمع پلاستیک‌ها به شمار می‌روند، زیرا می‌توانند پلاستیک‌ها را به مناطق دور منتقل کنند. اعتقاد بر این است که کاپیتان چارلز مور اولین کسی بود که یک چرخه پلاستیکی عظیم را در

اقیانوس آرام شمالی شناسایی کرد (۱۴). چهار چرخه پلاستیکی دیگر در سراسر جهان مورد بررسی قرار گرفته است از جمله چرخه اقیانوس اطلس شمالی، چرخه اقیانوس اطلس جنوبی، چرخه اقیانوس آرام جنوبی و چرخه هند. عوامل غیرزیستی مانند اشعه ماوراء بنفش، نیروهای فیزیکی و دما، پلاستیک‌ها را به قطعات ریز خرد می‌کنند که می‌توانند به راحتی در فواصل دورتر منتقل شوند (۱۵). قطعات پلاستیکی بزرگ می‌توانند موجوداتی مانند گونه‌های ماهی، لاک‌پشت‌ها و حتی پرندگان را به دام بیندازند و پلاستیک‌های متوسط و ریز، ممکن است توسط موجودات آبی مختلف بلعیده شوند که می‌توانند آن‌ها را خفه کنند یا وارد زنجیره غذایی شده و در نتیجه وارد بدن انسان شوند. برخی از نمونه‌برداری‌های پلانکتون در اقیانوس اطلس شمالی در دوره ۱۹۶۰-۱۹۹۰ نشان داد که بیش‌تر آن‌ها آلوده به پلاستیک بودند (۱۶). ایزوبه و همکاران (۲۰۱۹) با استفاده از یک مدل ردیابی عددی، فراوانی میکروپلاستیک‌های دریایی را در اقیانوس آرام پیش‌بینی کردند و دریافتند که در سال ۲۰۳۰، تا ۲ برابر و در سال ۲۰۶۰، تا ۴ برابر در مقایسه با سال

³ High Density Polyethylene

⁴ Poly Propylene

کشاورزی و لجن فاضلاب منابع اصلی آلودگی پلاستیک در خاک هستند (۲۴).

- تخریب فیزیکوشیمیایی پلاستیک

تخریب غیرزیستی پلاستیک به طور طبیعی مانند تخریب مکانیکی ناشی از نیروهای جزر و مد، امواج و سایش توسط سنگ‌ها اتفاق می‌افتد. این فرآیند تکه تکه شدن باعث تشکیل زباله‌های پلاستیکی می‌شود. به طور طبیعی، اکسیداسیون در اثر نور، فرآیند هیدرولیز و تخریب مکانیکی می‌تواند به راحتی منجر به تشکیل قطعات میکرو و نانو پلاستیک شود. با این حال، در طول قطعه قطعه شدن شیمیایی، وزن ملکولی پلیمر کاهش می‌یابد. در مقایسه با آن در قطعه قطعه شدن مکانیکی، هیچ تغییری در وزن ملکولی وجود ندارد. این فرآیند توسط بسیاری از عوامل، از جمله طول زنجیره پلیمری، نیروهای درون مولکولی بین زنجیره‌های پلیمری، پایداری مکانیکی، بلورینگی پلیمر و وزن پلاستیک کنترل می‌شود.

- تخریب نوری

تخریب نوری به عنوان مهم‌ترین تخریب غیرزیستی در محیط‌های هوازی در فضای باز در نظر گرفته می‌شود (۲۵). فتو اکسیداسیون باعث اکسیژن رسانی سطحی پلاستیک می‌شود که در اثر آن آب دوستی سطح پلیمر و تشکیل بیوفیلم میکروبی روی سطح پلیمری افزایش می‌یابد. همانطور که در شکل ۵ نشان داده شده است، PE، PP و PS به تخریب اکسیداتیو حساس هستند. مکانیسم تخریب نوری پلاستیک شامل سه مرحله اصلی، یعنی شروع، انتشار و خاتمه است. در مرحله شروع، زنجیره پلیمری پیوندهای شیمیایی در اثر نور یا گرما برای تولید رادیکال‌های آزاد شکسته می‌شوند (۲۶). پلیمرها باید

۲۰۱۶ در دریا‌های آسیای شرقی و مرکز و شرق اقیانوس آرام شمالی میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان ناقلی برای انتقال عناصر کمیاب خطرناک (به عنوان مثال، فلزات سنگین) عمل کنند (۱۷) که با بلعیده شدن، به بدن موجودات آبی راه پیدا می‌کنند (۱۸ و ۱۹). خاک بستر اصلی برای رشد غذا در سراسر جهان است. تنوع زیستی را حفظ می‌کند و بیوژنوشیمی را تنظیم می‌کند (۲۰ و ۲۱). افزایش روزافزون جمعیت جهان، کشاورزی پایدار را به یک ضرورت تبدیل کرده است و نقش خاک جدایی ناپذیر است. با این حال، فعالیت‌های انسانی مانند رهاسازی پلاستیک در طبیعت باعث تخریب خاک شده است. تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر موجودات آبی تاکنون به طور گسترده مورد مطالعه قرار گرفته است. با این حال، این نوع مطالعات به ندرت برای ارگانسیم‌های خاک انجام شده است، زیرا به طور کلی در نظر گرفته می‌شود که تأثیر میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم آبی حیاتی‌تر است (۲۲). از این نظر، گیلور و همکاران (۲۰۱۳) آزمایشی را بر روی گونه‌ای از کرم خاکی برای ارزیابی تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر موجودات خاک انجام دادند. آن‌ها دریافتند که قطعات میکروپلی‌برومودی‌فنیل اتر (PBDE) حاوی فوم پلی اورتان (PUF) در داخل بدن کرم خاکی مورد مطالعه، انباشته شده است. بنابراین، آن مطالعه نشان داد که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند در موجودات خاکری، انباشته شوند و سپس به موجودات دیگر منتقل شوند و در نتیجه می‌توانند برای محیط‌های خشکی در مقیاس مشابه نسبت به محیط‌های آبی خطرناک باشند (۲۳). دفع زباله، مالچ‌های پلاستیکی

حاوی گروه‌های کروموفوریک غیراشباع باشند تا بتوانند انرژی نور را جذب کنند (۲۵-۴). در صورتیکه استفاده از چندین نوع پلاستیک مانند PE و PP، که هیچگونه پیوند دوگانه غیر اشباع در ساختار پلیمری خود ندارند نیز بسیار متداول است و انتظار می‌رود که این ترکیبات در برابر تخریب نوری مقاوم باشند. با این حال، مقادیر کمی از ناخالصی‌های خارجی یا ناهنجاری‌های ساختاری می‌توانند به مرحله شروع تخریب نوری کمک کنند (۲۷-۲۵). متعاقباً، در مرحله انتشار، رادیکال‌های پلیمری با اکسیژن واکنش می‌دهند و رادیکال‌های پراکسی تشکیل می‌دهند. علاوه بر تشکیل هیدروپراکسیدها، بیش‌تر واکنش‌های رادیکال پیچیده‌ای رخ می‌دهد و منجر به خود اکسیداسیون می‌شود (۲۸). انتشار در نهایت منجر به بریدگی زنجیره یا اتصال عرضی می‌شود (۲۹). خاتمه واکنش رادیکالی زمانی اتفاق می‌افتد که محصولات بی‌اثر از ترکیب دو رادیکال تشکیل شود (۳۰). بنابراین، به دلیل اکسیداسیون، بریدگی تصادفی زنجیره برای تولید گروه‌های عملکردی حاوی اکسیژن انجام می‌شود. مانند ترکیبات الفین، کتون و آلدهید (۲۷). به واسطه وجود پیوندهای دوگانه غیراشباع، این ترکیبات بیش‌تر مستعد تخریب در نظر گرفته می‌شوند. این فرآیند منجر به کاهش وزن ملکولی پلاستیک می‌شود. در ترکیبات تولید شده مساحت سطح افزایش یافته و آن‌ها را بیش‌تر در معرض تکه تکه شدن قرار می‌دهد. آلبرتسون و کارلسون (۱۹۸۸) در مورد تخریب پلی اتیلن در یک سیستم بی اثر برای بیش از ۱۰ سال تحقیق کردند. نتایج نشان داد که میزان تخریب پلی اتیلن توسط سه مرحله، از جمله انتشار سریع CO₂

و جذب O₂ در طول مرحله اول تا مرحله تعادل، کاهش نرخ تخریب در مرحله دوم و در نهایت، زوال سریع ساختار سطح و افزایش نرخ تخریب در مرحله ۳ مشخص می‌شود (۳۱).

- هیدرولیز

هیدرولیز پلاستیک یکی از مراحل اصلی در تخریب غیر زیستی است. مسیر تخریب هیدرولیز با حضور کاتالیزورهایی مانند یون‌های آزاد شده از طریق این واکنش تسریع می‌شود (۳۲). سرعت هیدرولیز به حساسیت پیوندهای شیمیایی پلیمری در برابر حمله آب و غلظت آن در داخل ماده بستگی دارد. همچنین، سرعت انتشار آب در مواد پلیمری یک عامل حیاتی است (۳۴ و ۳۳). در طول هیدرولیز، آب با پلیمر واکنش می‌دهد و باعث تغییرات فیزیکوشیمیایی می‌گردد و این فرآیند از نظر شیمیایی یا بیولوژیکی کاتالیز می‌شود. در واکنش‌های کاتالیز شده اسید-باز، مکانیسم شامل یک حمله هسته دوست به گروه کربونیل در پیوندهای استری یا آمیدی است (۳۵). همچنین، عوامل متعددی بر سرعت هیدرولیز تأثیر می‌گذارند، از جمله مولکول‌های پلیمری، که در آن سرعت هیدرولیز با افزایش وزن مولکولی کاهش می‌یابد. به همین ترتیب، سرعت واکنش تحت تأثیر تحرک مولکول‌ها و آبگریزی یا آب دوستی قرار می‌گیرد (۳۶). علاوه بر این، بر اساس قانون تجربی (قانون شش نیومن)، سرعت هیدرولیز به ترکیب استریوشیمیایی زنجیره بستگی دارد، جایی که اتم‌های هیدروژن، اکسیژن و کربن به طور فضایی با چرخش گروه‌های دیگر تداخل می‌کنند که تعداد را محدود می‌کند. ترکیباتی که امکان حمله توسط یون‌های OH یا H را فراهم

می‌کند. پلی استرها (PES) به ویژه با تعداد زیادی اتم در جایگاه ششم پایدار هستند (۳۷).

- تخریب حرارتی

تخریب حرارتی پلاستیک را می‌توان در دماهای بالا، معمولاً بالاتر از ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد بسته به نوع و خصوصیات پلیمر پلاستیکی انجام داد. افزودنی‌های آنتی اکسیدانی در حین ساخت پلاستیک گنجانده شده است که از اکسیداسیون حرارتی در دماهای پایین جلوگیری می‌کند. در مقابل، تخریب ناشی از اکسیداسیون حرارتی در اثر استرس و قرار گرفتن در معرض سایر ترکیبات واکنشی مانند ازن تسریع می‌شود. به طور کلی، مقاومت در برابر تخریب، به ترکیب شیمیایی پلیمر، بستگی دارد. به عنوان مثال PP، PVC و پلی بوتادین (PBD) مستعد تخریب حرارتی و در مقابل پلیمرهایی مانند پلی سولفون، پلی اترکتون و پلی سیلوکسان‌ها به دلیل وجود پیوندهای قوی در ساختار آن‌ها از نظر حرارتی مقاوم هستند. به طور کلی، سهم تخریب حرارتی در شرایط عادی محیطی در سطح جهانی است، به ویژه در محیط‌های سرد و دریایی قابل اغماض است (۳۸-۴۰). فرآیند تجزیه زیستی به تبدیل ترکیبات آلی به بیوگاز و زیست توده باقیمانده، در نتیجه فعالیت میکروبی اشاره دارد (۴۱-۴۳) که می‌تواند از پلاستیک به عنوان منبع کربن استفاده کنند (۴۴ و ۴۵). پلاستیک‌های مصنوعی، از جمله PES، پلی وینیل، پلی آمید (PA) و PU، بیش‌ترین کاربرد در سراسر جهان را نشان می‌دهند. با این حال، تنها کسر کوچکی از ضایعات آن‌ها به دلیل ماهیت پلاستیکی و خواص فیزیکوشیمیایی آن می‌تواند تجزیه زیستی شود، زیرا پلاستیک یک بستر رشد ضعیف برای

میکروارگانیسم‌ها است (۴۶). تجزیه آنزیمی پلاستیک از طریق هیدرولیز می‌تواند با اتصال آنزیم به پلیمر برای کاتالیز کردن و شکستن هیدرولیتیکی پلیمرها به الیگومرها، دیمرها و مونومرها و در نهایت تبدیل کردن آن به H_2O و CO_2 انجام شود. توانایی قارچ-ها، باکتری‌ها و جلبک‌ها به عنوان میکروارگانیسم‌های تجزیه‌کننده پلیمر قبلاً شناخته شده‌اند و چندین مورد گزارش شده‌اند که بر پلیمرهای به راحتی تجزیه پذیر، مانند سلولز و لیگنین (۴۷) یا مقاوم در برابر تخریب مانند پلیمرهای PE و PU رشد می‌کنند. هر نوع تغییر در خصوصیات شیمیایی یا فیزیکی ناشی از عوامل محیطی مانند گرما، نور و رطوبت یا فعالیت بیولوژیکی ممکن است به عنوان تخریب پلاستیک تعریف شود (۴۸). پلاستیک ممکن است با استفاده از یکی از سه روش موجود، تخریب حرارتی اکسیداتیو، تجزیه نوری و تجزیه زیستی تخریب شود (۴۹-۴۴). تجزیه زیستی پلاستیک به خواص فیزیکی پلاستیک و شرایط مواجهه مانند شرایط زیستی و غیر زیستی بستگی دارد. میکروارگانیسم‌ها مانند جلبک-ها، قارچ‌ها و باکتری‌ها ممکن است از طریق فرآیند متابولیک آن‌ها، که عموماً زوال زیستی نامیده می‌شود، بسترهای پلیمری را خراب کنند، بدون اینکه از هر گونه انرژی گرمایی در شرایط بی‌هوای و هوای، استفاده کنند (۵۰).

- میکروارگانیسم‌های تجزیه کننده پلاستیک

- باکتری‌ها

باکتری‌های خاک در پاکسازی زیستی آلاینده‌ها کارآمد هستند زیرا با شرایط محیطی متغیر مانند دما، رطوبت، pH و غیره مواجه می‌شوند. سودوموناس رایج‌ترین جنس باکتری است که قادر به تجزیه طیف

گسترده‌ای از آلاینده‌هاست (۵۱). ویگنسواری و همکاران (۲۰۱۵) Acidovorax، یک جنس باکتریایی، که قادر به تجزیه پلی هیدروکسی آلکانوات‌ها (PHAs) از نمونه‌های خاک و آب از سایت‌های مختلف مالزی جدا کردند. آن‌ها اشاره کردند که این باکتری، PHAها را از طریق ترشح آنزیم‌های دپلیمرز تجزیه می‌کند (۵۲). جالب‌تر اینکه اوچیدا و همکاران (۲۰۰۰) یک سویه جدید را یافتند که قادر به تجزیه PBSA متعلق به جنس اسیدووراکس است. با استفاده از مطالعات تاکسونومیکی آن‌ها پیشنهاد کردند که سویه ممکن است متعلق به گونه Acidovorax delafieldii باشد. آن‌ها همچنین دریافتند که تولید آنزیم لیپاز، که مربوط به تجزیه زیستی PBSA است، به طور چشمگیری در حضور PBSA القا شد و پیشنهاد کردند که این آنزیم ممکن است به طور خاص برای تجزیه PBSA تکامل یابد (۵۳). باکتری Ideonella sakaiensis، یک سویه باکتری گرم منفی و هوازی، جدا شده از یک کنسرسیون تجزیه‌کننده PET، کارآمدترین میکروارگانیسم تجزیه‌کننده PET است که تا به امروز کشف شده است (۵۴ و ۱۱). این سویه شباهت ۹۷/۷ درصدی با I.dechloratans و ۹۶/۶ درصد شباهت با I.azotifigens دارد (۵۵)، اما توانایی تجزیه PET سویه‌های فوق‌الذکر گزارش نشده است.

- قارچ‌ها

استفاده از قارچ‌ها برای از بین بردن آلاینده‌ها به عنوان mycoremediation شناخته می‌شود. قارچ‌ها گروه بزرگی از میکروارگانیسم‌ها هستند که توانایی پاکسازی زیستی آلاینده‌های مختلف را دارند،

بنابراین تحقیق در مورد آن‌ها از نظر قابلیت تخریب پلاستیک می‌تواند امیدوارکننده باشد. بیش‌تر آنزیم‌هایی که بر روی پلاستیک‌ها اثر می‌کنند درون سلولی هستند و نیاز به بسترهای مشترک دارند. از آنجاییکه پلیمرهای با وزن مولکولی بالا نمی‌توانند به درون سلول‌ها نفوذ کنند، بنابراین آنزیم‌های داخل سلولی نمی‌توانند آن‌ها را تجزیه کنند. آنزیم‌های تجزیه‌کننده لیگنین خارج سلولی ترشح شده توسط قارچ‌های پوسیدگی سفید، می‌توانند در تخریب پلاستیک‌ها موثر باشند. فردریش و همکاران (۲۰۰۷) توانایی Bjerkandera adusta، یک قارچ پوسیدگی سفید را برای تخریب نایلون-۶ (پلی کاپرولاکتام) گزارش کردند (۵۶). همچنین توانایی تخریب پلاستیک برای قارچ‌های پوسیدگی قهوه‌ای گزارش شده است. بنابراین، یک فرآیند خارج سلولی هیدروکینون در یک قارچ پوسیدگی قهوه‌ای (به عنوان مثال Gloeophyllum trabeum) ۵۰ درصد پلی استایرن سولفونات (PSS) را که یک پلیمر مصنوعی مقاوم است، را در مدت زمان ۲۰ روز، تجزیه می‌کند (۵۷).

- سایر میکروارگانیسم‌ها

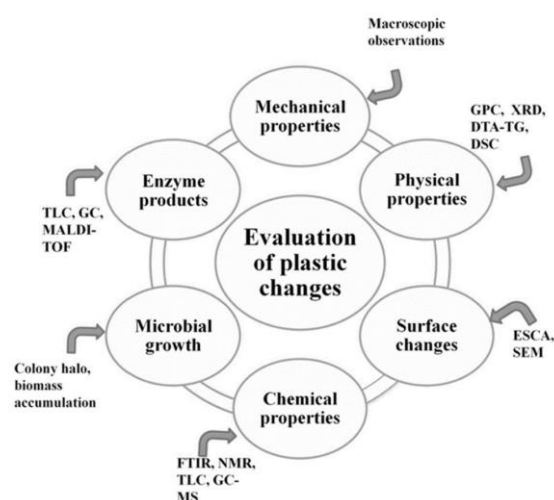
ریز جلبک‌ها میکروارگانیسم‌هایی با رشد سریع و کارآمد در فتوسنتز هستند که توانایی آن‌ها در تصفیه زیستی فلزات سنگین و کاهش گازهای گلخانه‌ای به طور گسترده مورد مطالعه قرار گرفته است (۵۸ و ۵۹). رشد تصاعدی آن‌ها باعث می‌شود که زیست‌پالایی‌کننده‌های قوی CO₂ و برخی از ترکیبات سمی مانند نیترات و فسفات که برای رشد آن‌ها ضروری هستند، شوند (۶۰). علاوه بر این، آن‌ها کارخانه برخی از ترکیبات ارزشمند مانند لیپیدها و پروتئین‌ها هستند که می‌توانند در تولید بیودیزل و

ژنتیک کردند تا آنزیم‌های PETase را با فعالیت علیه PET تولید کنند (۶۴-۶۳).

- روش‌های سنجش استاندارد

روش‌های آزمایشی رایج برای تشخیص فعالیت میکروبی عبارتند از (شکل ۱):

- ۱- ارزیابی تغییرات قابل مشاهده در پلاستیک مانند ظاهر سوراخ‌ها یا ترک‌ها، تغییر در نمای سطح یا رنگ یا تشکیل بیوفیلم. میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) و میکروسکوپ نیروی اتمی (AFM) تصاویر خوبی را برای مشاهدات پیچیده‌تر نشان می‌دهند.
- ۲- ثبت تغییرات در خواص فیزیکی پلیمر، مانند کاهش جرم و استحکام کششی و خواص شیمیایی، مانند وزن مولکولی.
- ۳- اندازه‌گیری میزان مصرف دی اکسید کربن و اکسیژن مصرفی.
- ۴- ارزیابی رشد توسط اندازه‌گیری زیست توده انباشته شده، معمولاً در محیط کشت حداقلی با یک پلیمر به عنوان تنها منبع کربن، تشکیل یک هاله شفاف در اطراف کلونی‌های باکتری که پلیمر را پلیمرزدایی می‌کند.
- ۵- سنجش آنزیمی برای تشخیص و شناسایی محصولات دپلیمریزه شده.



شکل شماره (۱): تشکیل بیوفیلم بر روی سطح پلاستیک

پزشکی استفاده شوند (۶۰). با این حال، مطالعات کمی در مورد تخریب میکروجلبکی پلاستیک‌ها وجود دارد. کومار و همکاران (۲۰۱۶) توانایی تعداد معینی از ریزجلبک‌ها (به عنوان مثال *Scenedesmus dimorphus*، *Anabaena spiroide* و *Navicula pupula*) در تخریب PET با چگالی کم و بالا را بررسی کردند. آن‌ها توانایی تخریب *A. spiroide* را برای تخریب PET با چگالی کم (تا ۸/۱۸ درصد پس از یک هفته انکوباسیون) نشان دادند (۶۱). در مطالعه دیگری، ایچ و همکاران (۲۰۱۵) شکل‌گیری اولیه بیوفیلم‌ها و تنوع و فراوانی دیاتومه‌ها را بر روی کیسه‌های پلاستیکی خرید زیست تخریب‌پذیر و پلی‌اتیلن جمع‌آوری شده از دریای مدیترانه را بررسی کردند. آن‌ها نمونه‌های پلاستیکی زیست تخریب‌پذیر و پلی‌اتیلن را به مدت ۱۵ و ۳۳ روز در ۲ زیستگاه مختلف (یعنی اعماق دریا و پلاژیک کم عمق) زیر نظر گرفتند. آن‌ها دریافتند که شکل‌گیری بیوفیلم‌ها و فراوانی و تنوع دیاتومه‌ها در سطح پلاستیک بسته به نوع پلاستیک و زیستگاه متفاوت است. پلاستیک‌های جمع‌آوری شده از زیستگاه پلاژیک در دیاتومه‌ها فراوانی بیشتری نشان داد. علاوه بر این، تجزیه و تحلیل SEM، تجزیه زیستی پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر جمع‌آوری شده از هر دو منطقه را ثابت کرد (۶۲). مهندسی ژنتیک جلبک‌ها و ریزجلبک‌ها نیز در سال‌های اخیر، آن‌ها را به کارخانه‌های پلیمرهای مصنوعی تجزیه‌کننده آنزیم تبدیل کرده است. برای مثال، موگ و همکاران (۲۰۱۹) و کیم و همکاران (۲۰۲۰) ریزجلبک‌های *Phaeodactylum tricornutum* و *Chlamydomonas reinhardtii* را به ترتیب مهندسی

غیرزیستی مهم هستند (۶۸). در حالی که ماهیت ارگانسیم‌های کلونی به وضوح تعیین کننده است.

نتیجه‌گیری

این بررسی با هدف ارائه یک نمای کلی از مطالعات متمرکز بر پیامدهای منفی تجمع پلاستیک و اثرات فرآیندهای تخریب پلیمرها در خاک و سایر محیط‌های زیستی نوشته شده است. گرچه پلاستیک در حال حاضر یک ماده مهم در محیط زیست جهانی است، اما در حال تبدیل شدن به یک تهدید بزرگ برای طبیعت است، زیرا تولید جهانی پلاستیک در حال افزایش است. پلاستیک‌ها به سرعت (سالانه ۳۰۰ میلیون تن) وارد محیط می‌شوند و سرعت تخریب طبیعی بسیار پایینی دارند، در محیط‌های طبیعی انباشته شده و آسیب قابل توجهی به تنوع زیستی و اکوسیستم‌های طبیعی وارد می‌کنند. بررسی رفتار فرسایش پلیمرها، مخلوط‌ها، کامپوزیت‌ها و سایر انواع پلاستیک‌ها در شرایط مختلف محیطی یک موضوع اولویت‌دار برای ارزیابی کاربردهای احتمالی و تعیین طول عمر آنهاست. در کشاورزی، اقلام پلاستیکی (فیلم‌های مالچ، لوله‌های آبیاری و غیره) به طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرند و در معرض اشعه ماوراء بنفش خورشیدی قرار می‌گیرند که می‌تواند باعث ایجاد اکسیداسیون نوری در زنجیره‌های ماکرومولکولی شود. بنابراین، هوازدهی در شرایط بیرونی و آزمایش‌های تخریب تسریع شده برای شبیه‌سازی فرآیندهای فرسایش مواد انجام می‌شود و تثبیت‌کننده‌های مناسب برای استفاده انتخاب می‌شوند. نقش زباله‌های پلاستیکی به عنوان یک بردار و یا حامل برای حمل مواد شیمیایی در محیط خاک نیز مهم هستند و تحقیقات بیش‌تری در

ایده‌های فعلی تجزیه زیستی پلاستیک توسط دو مدل از مطالعات پشتیبانی می‌شود: اولاً تجزیه و تحلیل فرآیندهایی که در اکوسیستم‌های طبیعی اتفاق می‌افتد و ثانیاً روش‌های آزمایشگاهی با هدف جستجوی میکروارگانسیم‌هایی که می‌توانند در عمل در مبارزه با آلودگی پلاستیکی استفاده شوند. در محیط‌های طبیعی یک پیش شرط تعیین‌کننده برای تجزیه زیستی، برقراری تماس فیزیکی نزدیک بین پلاستیک و میکروارگانسیم‌هاست، به طوری‌که اگر و آنزیم‌های فعال پلاستیکی آزاد شده بتوانند با موفقیت راهی به سابسטרیت، پیدا کنند. بیوفیلم‌ها ساختارهای بیولوژیکی مرتبطی هستند که برای چنین هدفی مناسبند (۶۵). بیوفیلم‌ها کنسرسیومی از میکروارگانسیم‌های متصل به و/یا تعبیه شده در یک ماتریکس پلیمری خارج سلولی هستند. در سیستم‌های طبیعی، باکتری‌ها به عنوان کلونی اولیه عمل می‌کنند که ممکن است ارگانسیم‌های دیگری مانند قارچ‌ها، دیاتومه‌ها و غیره را بیشتر به دام بیاورد (۶۶). نتیجه این است که جامعه بیوفیلم به طور قابل توجهی با میکروارگانسیم‌های موجود در حالت زندگی آزاد در محیط اطراف متفاوت است (۶۷). هنگامی که بیوفیلم شامل موجوداتی با پتانسیل تجزیه پلاستیک می‌شود، مجاورت فضایی سلول‌های میکروبی بی‌تحرك و انتشار کم درشت مولکول‌ها، از جمله آنزیم‌های خارج سلولی، از طریق ماتریکس بیوفیلم، عواملی هستند که به تخریب زیستی کمک می‌کنند. با این همه، کلونی مسطح به خودی خود کافی نیست و برای ادامه تخریب پلاستیک، نوع پلاستیک و شرایط فیزیکوشیمیایی هر دو عامل

- [6] Krueger, M.C., Harms, H., Schlosser, D., 2015, Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99, 8857–8874. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6879-4>.
- [7] Barra, R., Leonard, S. A., 2018, Plastics and the circular economy. 54th Global Environment Facility Council Meeting, Da Nang, Vietnam. June 24–26.
- [8] Royer, S.J., Ferrón, S., Wilson, S.T., Karl, D.M., 2018, Production of methane and ethylene from plastic in the environment. *PLoS One*, 13(8): e0200574. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200574>.
- [9] Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017, Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7): e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- [10] Lebreton, L., Andrady, A., 2019, Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Commun.* 5-6.
- [11] Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., et al., 2016, K. A. bacterium that degrades and assimilates poly ethylene terephthalate. *Science*, 351, 1196–1199.
- [12] Lambert, S., Wagner, M., 2018, Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview; Springer. Science and Business Media LLC: Berlin/Heidelberg, Germany, 1–23.
- [13] Albertsson, A., Bødtker, G., Boldizar, A., Filatova, T., Prieto, J.M., Loos, K., et al. 2020, Biodegradability of plastics in the open environment. In: Evidence Review Report 8. Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA), Brussels. <https://doi.org/10.26356/biodegradabilityplastics>.
- [14] Moore, C., Phillips, C., 2012, Plastic Ocean: How a Sea Captain's Chance Discovery Launched a Determined Quest to Save the Oceans, ISBN 1583334246. Avery.
- [15] Westphalen, H., Abdelrasoul, A., 2018, Challenges and treatment of microplastics in water, water challenges of an urbanizing world. In: Glavan, M, editor. Water Challenge of an Urbanizing World. IntechOpen, 72–83.
- [16] Moore, C.J., 2008, Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing,

این زمینه لازم است. دیگر نمی‌توان از افزایش حجم زباله‌های پلاستیکی در محیط زیست و تهدید آن‌ها برای اکوسیستم‌ها و سلامت انسان چشم‌پوشی کرد. بنابراین زمان آن فرا رسیده است که به آلودگی پلاستیک در محیط خاک به عنوان یک موضوع جدی توجه شود. برای این منظور، یافته‌های مطالعات قبلی در مورد آلودگی پلاستیک در محیط‌های دریایی و آب شیرین می‌تواند در تحقیقات آتی به کار رود.

منابع

- [1] Jenkins, S., Quer, A.M.I., Fonseca, C., Varrone, C., 2020, Microbial degradation of plastics: new plastic degraders, mixed cultures and engineering strategies. In: Jamil, N. Kumar, P. Batool, R. editors. Soil microenvironment for bioremediation and polymer production. Scrivener Publishing LLC. 213–238. <https://doi.org/10.1002/9781119592129.ch12>.
- [2] Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., Pillai, S., 2021, Plastic biodegradation: frontline microbes and their enzymes. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143536>.
- [3] Rivard, C., Moens, L., Roberts, K., Brigham, J., Kelley, S., 1995, Starch esters as biodegradable plastics: effects of ester group chain length and degree of substitution on anaerobic biodegradation. *Enzyme and Microbial Technology*. 17, 848–852. [https://doi.org/10.1016/0141-0229\(94\)00120-G](https://doi.org/10.1016/0141-0229(94)00120-G).
- [4] Gewert, B., Plassmann, M.M., MacLeod, M., 2015, Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science, Processes & Impacts*. 17, 1513. <https://doi.org/10.1039/C5EM00207A>.
- [5] Danso, D., Chow, J., Streit, W.R., 2019, Plastics: environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation. *Applied and Environmental Microbiology Journal*, 85(19), e01095-19. <https://doi.org/10.1128/AEM.01095-19>.

- [26] Yousif, E., Haddad, R., 2013, Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. SpringerPlus, 2, 398. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-398>.
- [27] Scott, G., 2002, Degradable Polymers Principles and Applications. Springer, Netherlands, Dordrecht.
- [28] Singh, B., Sharma, N., 2008, Mechanistic implications of plastic degradation. Polymer Degradation and Stability, 93, 561–584. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.11.008>.
- [29] Tolinski, M., 2009, Additives for Polyolefins Getting the Most out of Polypropylene, Polyethylene and TPO. William Andrew Pub., Oxford.
- [30] Peacock, A.J., 2000, Handbook of Polyethylene: Structures, Properties and Applications. Marcel Dekker, New York.
- [31] Albertsson, A.C., Karlsson, S., 1988, The three stages in degradation of polymers—polyethylene as a model substance. Journal of Applied Polymer Science, 35(5), 1289–1302. <https://doi.org/10.1002/app.1988.070350515>.
- [32] Baes, C., Mesmer, R., 1976, The Hydrolysis of Cations. Wiley, New York.
- [33] Crawford, D.M., Teets, A.R., 1988, Flanagan D. Differential scanning calorimetry as a method for indicating hydrolysis of urethane elastomers. Technical Report. US Army, Belvoir Research, Fort Belvoir, Virginia 2463.
- [34] Padsalgikar, A.D., 2017, Biological properties of plastics. Plastics in Medical Devices for Cardiovascular Applications, 83–102. <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-35885-9.00004-7>.
- [35] Hosseini, S.S., Taheri, S., Zadhoush, A., Mehrabani-Zeinabad, A., 2007, Hydrolytic degradation of poly ethylene terephthalate. Journal of Applied Polymer Science, 103(4), 2304–2309. [https://doi.org/10.1016/0014-3057\(91\)90237-I](https://doi.org/10.1016/0014-3057(91)90237-I).
- [36] Booth, A.M., Kubowicz, S., Beegle-Krause, C., Skancke, J., Nordam, T., Landsem, E., et al., 2017, Microplastic in Global and Norwegian Marine Environ-ments: Distributions, Degradation Mechanisms and Transport. Norwegian Environment Agency, M-918. Available at [https:// www.](https://www.) long-term threat. Environmental Research, 108, 131–139.
- [17] Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., Tokai, T., 2019, Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. Nature Communications, 10, 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08316-9>.
- [18] Selvam, S., Manisha, A. Roy, P.D. Venkatramanan, S. Chung, S.Y. Muthukumar, P. et al., 2019, Microplastics and trace metals in fish species of the Gulf of Mannar (Indian Ocean) and evaluation of human health. Environmental Pollution, 291, 118089. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118089>.
- [19] Selvam, S., Jesuraja, K., Venkatramanan, S., Roy, P.D., Kumari, V.J., 2021b, Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India. The Journal of Hazardous Materials, 402. 123786. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123786>
- [20] Banwart, S., 2011, Save our soils. Nature, 474-151. <https://doi.org/10.1038/474151a>.
- [21] Abhilash, P.C., Powell, J.R., Singh, H.B., Singh, B.K., 2012, Plant-microbe interactions: novel applications for exploitation in multipurpose remediation technologies. Trends in Biotechnology, 30, 416–420.
- [22] Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016, Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? Environmental Science & Technology, 50, 10777–10779.
- [23] Gaylor, M.O., Harvey, E., Hale, R.C., 2013, Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia foetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils. Environmental Science & Technology, 47, 13831–13839.
- [24] Chae, Y., An, Y.J., 2018, Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: a review. Environmental Pollution, 240, 387–395.
- [25] Gijsman, P., Meijers, G., Vitarelli, G. (1999). Comparison of the UV-degradation chemistry of polypropylene, polyethylene, polyamide 6 and polybutylene terephthalate. Polymer Degradation and Stability, 65, 433–441. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(99\)00033-6](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(99)00033-6).

- <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>.
- [45] Magnin, A., Pollet, E., Phalip, V., Avérous, L., 2020, Evaluation of biological degradation of polyurethanes. *Biotechnology Advances*, 39, 107457. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.107457>.
- [46] Biffinger, J.C., Barlow, D.E., Pirlo, R.K., Babson, D.M., Fitzgerald, L.A., Zingarelli, S., et al. 2014, A direct quantitative agar-plate based assay for analysis of *Pseudomonas protegens* Pf-5 degradation of polyurethane films. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95, 311–319. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.09.005>.
- [47] Ali, S.S., Sun, J., 2015, Physico-chemical pretreatment and fungal biotreatment for park wastes and cattle dung for biogas production. *SpringerPlus*, 4, 712. <https://doi.org/10.1186/s40064-015-1466-9>.
- [48] Venkatesh, S., Mahboob, S., Govindarajan, M., Al-Ghanim, K.A., Ahmed, Z., Al-Mulhm, N., 2021, Microbial degradation of plastics: sustainable approach to tackling environmental threats facing big cities of the future. *Journal of King Saud University – Science*, 33, 101362.
- [49] Thakur, S., Chaudhary, J., Sharma, B., Verma, A., Tamulevicius, S., Thakur, V.K., 2018, Sustainability of bioplastics: opportunities and challenges. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry, Reuse and Recycling / UN SGDs: How can Sustainable Chemistry Contribute? / Green Chemistry in Education*. 13. 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2018.04.013>.
- [50] Rutkowska, M., Heimowska, A., Krasowska, K., Janik, H., 2002, Biodegradability of polyethylene starch blends in sea water. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11, 267–272.
- [51] Malla, M.A., Dubey, A., Yada, S., Kumar, A., Hashem, A., Abd_Allah, E.F. 2018, Understanding and designing the strategies for the microbe-mediated remediation of environmental contaminants using omics approaches. *Frontiers in Microbiology*, 9, 1132. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01132>.
- [52] Vigneswari, S., Lee, T.S., Bhubalan, K., Amirul, A.A., 2015, Extracellular Polyhydroxyalkanoate Depolymerase by *Miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M918/M918.pdf*.
- [37] Lopalco, A., Douglas, J., Denora, N., Stella, V.J., 2016, Determination of pKa and hydration constants for a series of α -keto-carboxylic acids using nuclear magnetic resonance spectrometry. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 105(2), 664–672. <https://doi.org/10.1002/jps.24539>.
- [38] Kitamoto, H.K., Shinozaki, Y., Cao, X., Morita, T., Konishi, M., Tago, K., et al. 2011, Phyllosphere yeasts rapidly break down biodegradable plastics. *AMB Express*, 1(1), 44. <https://doi.org/10.1186/2191-0855-1-44>.
- [39] Booth, A.M., Hansen, B.H., Frenzel, M., Johnsen, H., Altin D., 2016, Uptake and Toxicity of Methylmethacrylate-Based Nanoplastic Particles in Aquatic Organisms. In *Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems*, Elsevier. 70-71.
- [40] Van Krevelen, D.W., Te Nijenhuis, K., 2009, Chemical degradation. *Properties of Polymers*, Elsevier B.V. 779–786. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-054819-7.00022-4>.
- [41] Ali, S.S., Sun, J., 2019, Effective thermal pretreatment of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for the enhancement of biomethanation: VIT® gene probe technology for microbial community analysis with special reference to methanogenic Archaea. *The Journal of Environmental Chemical Engineering*. 7, 102853. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102853>.
- [42] Ali, S.S., Al-Tohamy, R., Manni, A., Luz, F.C., Elsamahy, T., Sun, J., 2019a, Enhanced digestion of bio-pretreated sawdust using a novel bacterial consortium: microbial community structure and methane-producing pathways. *Fuel*, 254, 115604. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.06.012>.
- [43] Ali, S.S., Nessem, A.A., Sun, J., Li, X. 2019b, The effects of water hyacinth pretreated digestate on *Lupinus termis* L. seedlings under salinity stress: a complementary study. *The Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7, 103159. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103159>.
- [44] Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S., 2008, Biological degradation of plastics: a comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26 (3), 246–265.

- sequestration of greenhouse gases, clearout of fugitive nutrient minerals, and subtraction of toxic elements from waters. In: Das, S. editor. *Microbial Biodegradation and Bioremediation*, Elsevier, Oxford. 433–454.
- [61] Kumar, R.V., Kanna, G.R., Elumalai, S., 2016, Biodegradation of polyethylene by green photosynthetic microalgae. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 8, 1000381. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000381>.
- [62] Eich, A., Mildenerger, T., Laforsch, C., Weber, M., 2015, Biofilm and Diatom Succession on Polyethylene (PE) and Biodegradable Plastic Bags in Two Marine Habitats: Early Signs of Degradation in the Pelagic and Benthic Zone? *PLOS ONE*, 10(9), e0137201. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137201>.
- [63] Moog, D., Schmitt, J., Senger, J., Zarzycki, J., Rexer, K.H., Linne, U., et al. 2018, Using a marine microalga as a chassis for polyethylene terephthalate (PET) degradation. *Microbial Cell Factories*. 18(1), 171. <https://doi.org/10.1186/s12934-019-1220-z>.
- [64] Kim, J.W., Park, S.B., Tran, Q.G., Cho, D.H., Choi, D.Y., Lee, Y.J., Kim, H.S., 2020, Functional expression of polyethylene terephthalate-degrading enzyme (PETase) in green microalgae. *Microbial Cell Factories*, 19, 97. <https://doi.org/10.1186/s12934-020-01355-8>.
- [65] Ganesh, P.S., Vishnupriya, S., Vadivelu, J., Mariappan, V., Vellasamy, K.M., Shankar, E.M., 2020, Intracellular survival and innate immune evasion of *Burkholderia cepacia*: Improved understanding of quorum sensing-controlled virulence factors, biofilm, and inhibitors. *Microbiology and immunology*. 64(2), 87-98.
- [66] Gosh, K., Chowdhury, S., 2019, Review of aquaponics system: searching for a technically feasible and economically profitable aquaponics system. *Journal of Agricultural, Environmental and Consumer Sciences*, 19, 5-13.
- [67] Jacquin, J., Cheng, J., Odobel, C., Pandin, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., et al. 2019, Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: a review on colonization and biodegradation by the “plastisphere”. *Frontiers in Microbiology*, 25(10), 865.
- Acidovorax* sp. DP5. *Enzyme Research*, 212159. doi: 10.1155/2015/212159. Epub 2015 Nov 17. PMID: 26664741; PMCID: PMC4664802.
- [53] Uchida, N., Buck, D.W., He, D., Reitsma, M.J., Masek, M., Phan, T.V., Tsukamoto, A.S., Gage, F.H., Weissman, I.L., 2000, Direct isolation of human central nervous system stem cells. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*. 19, 97(26):14720-5. doi: 10.1073 /pnas.97.26.14720. PMID: 11121071; PMCID: PMC18985.
- [54] Shosuke, Y., Kazumi, H., Ikuo, T., Kohei, O., 2021, Chapter Nine - Ideonella sakaiensis, PETase, and MHETase: From identification of microbial PET degradation to enzyme characterization, Editor(s): Gert Weber, Uwe T. Bornscheuer, Ren Wei, *Methods in Enzymology*, Academic Press, 648, 187-205. <https://doi.org/10.1016/bs.mie.2020.12.007>.
- [55] Tanasupawat, S., Takehana, T., Yoshida, S., Hiraga, K., Oda, K., 2016, *Ideonella sakaiensis* sp. nov. isolated from a microbial consortium that degrades poly ethylene terephthalate. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 66, 2813–2818.
- [56] Friedrich, J., Zalar, P., Mohorčič, M., Klun, U., Kržan, A., 2007, Ability of fungi to degrade synthetic polymer nylon-6. *Chemosphere*, 67, 2089–2095.
- [57] Krueger, M.C., Hofmann, U., Moeder, M., Schlosser, D., 2015b, Potential of wood-rotting fungi to attack polystyrene sulfonate and its depolymerisation by *Gloeophyllum trabeum* via hydroquinone-driven Fenton chemistry, *PLoS One*, 10. e0131773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131773>.
- [58] Perin, G., Bellan, A., Bernardi, A., Bezzo, F., Morosinotto, T., 2016, The potential of quantitative models to improve microalgae photosynthetic efficiency. *Physiologia Plantarum*, 166, 380–391.
- [59] Bulgariu, L., Bulgariu, D., 2020, Bioremediation of toxic heavy metals using marine algae biomass. In: Naushad, M., Lichtfouse, E. editors. *Green Materials for Wastewater Treatment*. Springer International Publishing, Switzerland, 69–98.
- [60] Devi, K.U., Swapna, G., Suneetha, S., 2014, Microalgae in bioremediation:

- [68] Pinto, M., Langer, T.M., Hüffer, T., Hofmann, T., Herndl, G.J., 2019, The composition of bacterial communities associated with plastic biofilms differs between different polymers and stages of biofilm succession. PloS one, 5, 14(6): e0217165.

“Research article”

The role of green management in reducing plastic use: A systematic review

Shiva Dehghan Abkenar¹, Nazanin Khakipour^{2*}

¹Associate professor of Chemistry Department, Tehran jonoub branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

²Assistant professor of Soil Science Department, Savadkooh branch, Islamic Azad University, Savadkooh, Iran

*Corresponding author: nazanin_kh_43713@yahoo.com

(Received: 13 November 2024, Accepted: 18 February 2025)

Abstract:

Background and Objectives: Accumulation of plastic waste is known as one of the most important environmental challenges. it is estimated that until 2015, approximately 6300 million tons of plastic waste was produced, 79% of which was accumulated in landfills or the natural environment. oceans are considered the most critical areas in terms of plastic accumulation pollution, because they can transport plastics to distant areas. **Research method:** finding alternative solutions compatible with the environment, such as biodegradation instead of traditional disposal, is of great importance. **findings:** Abiotic degradation of plastic occurs naturally like mechanical degradation caused by the forces of tides, waves and wear by rocks. naturally, oxidation due to light, hydrolysis process and mechanical destruction can easily lead to the formation of micro and nano plastic parts. plastic hydrolysis is one of the main steps in non-biological degradation. In biodegradation, soil bacteria are efficient in biological cleaning of pollutants because they face changing environmental conditions such as temperature, humidity, pH, etc. **conclusion:** Investigating the erosion behavior of polymers, mixtures, composites, etc. in different environmental conditions is a priority issue for evaluating possible applications and determining their lifespan.

Conflict of interest: None declared.

Keywords: Plastics, Microplastics, Abiotic degradation, Biodegradation, Accumulation



"مقاله مروری"

استفاده از روغن‌های گیاهی برای چسب‌های پلی‌اورتان

مانی جباری^{۱*}، میترا جباری^۲

^۱ کارشناس ارشد، گروه علوم و مهندسی باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، ایران

^۲ کارشناس ارشد، گروه علوم و مهندسی باغبانی، دانشکده تولید گیاهی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

* نویسنده مسئول مکاتبات: mani.jabbari.mp@gmail.com

(دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۰۶/۱۱، پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۰۹/۱۱)

چکیده

چسب‌های مبتنی بر پتروشیمی کنونی از طریق انتشار ترکیبات آلی فرار قابل توجه در طول تولید، بر محیط زیست تأثیر منفی می‌گذارند که موجب آلودگی هوا و تغییرات آب و هوایی می‌شود. استفاده از روغن‌های گیاهی به‌عنوان یک منبع تجدیدپذیر، برای تولید چسب‌های پلی‌اورتان، راه امیدوار کننده‌ای برای بهبود پایداری و کاهش اثرات زیست‌محیطی ارائه می‌دهد. استفاده از پلی‌اورتان‌های مشتق شده از روغن‌های گیاهی نوید جایگزینی طولانی مدت را می‌دهد و در عین حال خواص چسبندگی را حفظ یا بهبود می‌بخشد. این کیفیت باعث می‌شود که این چسب‌ها برای استفاده گسترده در بخش‌های مختلف از جمله ساخت و ساز، خودرو سازی، بسته‌بندی، نساجی و صنایع کفش مناسب باشند. هدف از این بررسی، پرداختن به چالش‌های زیست محیطی تولید پلی‌اورتان معمولی و ترویج شیوه‌های پایدار است. این مطالعه با بررسی روغن‌های گیاهی به عنوان اصلاح‌کننده‌های طبیعی، به توسعه مواد و فرآیندهای سازگار با محیط‌زیست کمک می‌کند و با اهداف پایداری گسترده‌تر همسو می‌شود. تحقیق و توسعه بیش‌تر در این زمینه برای غلبه بر چالش‌ها و تحقق پتانسیل کامل پلی‌اورتان‌های مبتنی بر روغن‌های گیاهی در کاربردهای مختلف صنعتی، کلیدی است.

واژه‌های کلیدی: چسب‌های زیستی، شیمی آلی، کربن‌زدایی، محیط زیست

مقدمه

چسب‌های سنتی، معمولاً از منابع پتروشیمی به دست می‌آیند و با انتشار ترکیبات آلی فرار، منجر به آلودگی هوا و نوسانات آب و هوایی می‌شوند. وجود ترکیبات آلی فرار، نه تنها کیفیت هوا را خراب می‌کند، بلکه باعث اثرات منفی بر سلامت انسان می‌شود، مانند تحریک تنفسی، حسی و در دراز مدت، می‌تواند سرطان‌زا باشد (۱ و ۲). در نتیجه، رسیدگی به این مشکلات زیست‌محیطی از طریق پیشرفت جایگزین‌های سبزتر در حال حاضر حیاتی‌تر از همیشه است (۳). در پاسخ به این موضوع، دانشمندان و صنایع، رویکردهای جدیدی را برای ایجاد چسب‌های سازگار با محیط زیست آغاز کرده‌اند که هم‌زمان پایدار و کارآمد هستند (۴ و ۵). یک رویکرد خوش‌بینانه برای پرداختن به اثرات زیست‌محیطی چسب‌های پلی اورتان (PUAs⁵) استفاده از روغن‌های گیاهی به عنوان ماده اولیه برای تولید آن‌ها است. جایگزینی مواد مبتنی بر پتروشیمی با روغن‌های گیاهی، می‌تواند وابستگی به سوخت‌های فسیلی را کاهش دهد و در عین حال ردپای کربن مرتبط با استفاده و تولید این چسب‌ها را به حداقل برساند (۶). اهمیت استفاده از پلی اورتان‌های سازگار با محیط زیست ساخته شده از روغن‌های گیاهی را می‌توان به ظرفیت آن‌ها برای ارائه یک جایگزین پایدار در حالی که خواص چسب را حفظ یا افزایش داد، نسبت داد (۷ و ۸). این نوع چسب‌ها، دارای ویژگی‌های سودمندی مانند استحکام باندی فوق العاده، چکش‌خواری و طول عمر هستند که آن‌ها را برای استفاده در بخش‌های مختلف مناسب می‌کند (۹).

انواع عمده چسب پلی اورتان

روش‌ها و طبقه‌بندی‌های زیادی برای تمایز چسب‌ها وجود دارد، ۱-چسب‌های واکنشی ۲-چسب‌های مبتنی بر حلال ۳-چسب‌های مبتنی بر آب ۴-چسب‌های ذوب داغ (۱۱ و ۱۰).

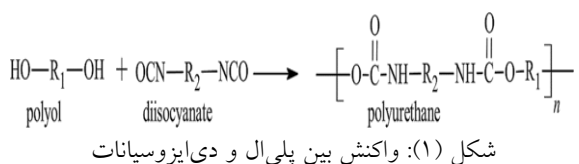
چسب‌های واکنشی: از دو نوع تشکیل شده‌اند: یک جزئی یا دو جزئی. چسب‌های یک جزئی شامل پری پلیمرهای با وزن مولکولی طولانی با پایان ایزوسیانات هستند که از پلی‌ال‌ها و دی‌ایزوسیانات‌ها ساخته شده‌اند. ویژگی بارز آن‌ها واکنش احتمالی با رطوبت محیط است. گروه‌های ایزوسیانات آزاد با رطوبت واکنش می‌دهند و پیوندهای اوره ایجاد می‌کنند. چسب‌های دو جزئی از مواد با وزن مولکولی کم تشکیل شده‌اند، که پلی‌ال‌ها و دی‌ایزوسیانات‌ها هستند. اجزاء قبل از استفاده مستقیماً مخلوط شده و به پلی اورتان پخته می‌شوند. عمر این چسب‌ها به نوع واکنش دهنده‌ها و مقدار کاتالیزور بستگی دارد (۱۲). چسب‌های مبتنی بر حلال شامل پلیمرهای با وزن مولکولی بالا با پایانه هیدروکسی هستند. آن‌ها از واکنش یک پلی‌استر با دی‌ایزوسیانات ساخته می‌شوند و سپس پلیمر در یک حلال حل می‌شود (۱۳). چسب‌های پایه آب پلیمرهای پلی اورتان با وزن مولکولی بالا هستند که در آب پراکنده می‌شوند. مکانیسم پخت مانند سیستم‌های مبتنی بر حلال است، اما ماده تبخیر شده آب است. مزیت قابل توجهی از نظر محیط زیست و سلامت انسان وجود دارد. این ویژگی‌های سازگار با محیط زیست آن‌ها را به انتخابی ارجح تبدیل می‌کند و به کاهش انتشار ترکیبات آلی فرار کمک می‌کند و محیط کاری ایمن‌تر و سالم‌تر را هم برای انسان و هم برای اکوسیستم ایجاد می‌کند

⁵ Polyurethanes

می‌تواند کاربرد آن‌ها را در محیط‌هایی با قرار گرفتن در معرض رطوبت زیاد محدود کند (۲۱). از سوی دیگر، پلی‌اورتان‌های مبتنی بر روغن نباتی، عموماً آبریزی و مقاومت در برابر آب بهتری را در مقایسه با لیگنین نشان می‌دهند و آن‌ها را برای کاربردهایی که نیاز به خواص مانع رطوبت دارند، مناسب‌تر می‌سازند (۲۷ و ۲۸). تری‌گلیسیریدهای موجود در این روغن‌ها، برای ایجاد چسب‌های بر پایه پلی‌اورتان که کیفیت مناسبی برای کاربردهای متنوع دارند، تحت تغییرات شیمیایی قرار می‌گیرند (۵). چسب‌های بر پایه روغن گیاهی، ویژگی‌های چشمگیری را نشان می‌دهند و آن‌ها را برای کاربردهای مختلف صنعتی جذاب می‌کند. همچنین در مقایسه با چسب‌های سنتی که از سوخت‌های فسیلی نشأت می‌گیرند، تجزیه‌پذیری زیستی افزایش یافته‌ای را نشان می‌دهند (۲۹). استفاده از مواد منشا گیاهی اتکا به منابع تجدیدناپذیر را کاهش می‌دهد (۴).

مواد اولیه برای چسب‌های پلی‌اورتان

پلی‌اورتان‌ها از واکنش پلی‌ال با ایزوسیانات تشکیل می‌شوند (شکل ۱). گروه‌های ایزوسیانات با گروه‌های هیدروکسیل پلی‌ال واکنش می‌دهند تا یک پیوند اورتان بین مولکول‌های پلی‌ال ایجاد کنند. این واکنش معمولاً در حضور یک کاتالیزور انجام می‌شود (۱۱).

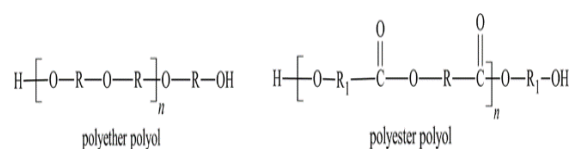


دو نوع رایج از چسب‌های پلی‌اورتان تجاری وجود دارد: سخت و انعطاف‌پذیر. محصولات سخت و سخت پلی‌اورتان بر پایه پلی‌ال‌های پلی‌استر و

(۱۴). چسب‌های ذوب داغ نیاز به پخت دو مرحله‌ای دارند. اولین مرحله استفاده از مایعات مذاب و جامد شدن است. مرحله دوم سخت شدن از طریق واکنش گروه‌های ایزوسیانات با رطوبت اتمسفر است. چسب‌های مذاب داغ بر پایه پلیمرهای منتهی به ایزوسیانات هستند و می‌توانند از پلی‌استرهای با وزن مولکولی بالا یا پلی‌اتر با ایزوسیانات‌ها فرموله شوند (۱۴-۱۱ و ۱۲).

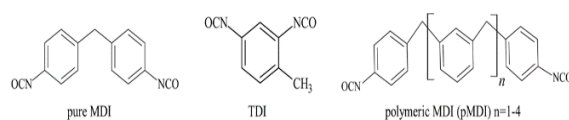
بازار تحت طیف گسترده‌ای از چسب‌ها است که بسیاری از آن‌ها مصنوعی و مبتنی بر سوخت فسیلی هستند. با این حال، کاهش منابع سوخت فسیلی و تمرکز بر مواد پایدار منجر به افزایش علاقه، به یک جایگزین سازگار با محیط زیست شده است: چسب‌های بر پایه روغن گیاهی (۱۹-۱۵)، لیگنین (۲۱ و ۲۰)، تانن (۲۲)، پروتئین (۲۳) و نشاسته (۲۵ و ۲۴). لیگنین و تانن از مواد مختلف تجدیدپذیر در حال حاضر نیز به عنوان مواد خام برای ساخت پلی‌اورتان در حال توسعه هستند (۲۱ و ۲۰). با این حال، پلی‌اورتان‌های مبتنی بر لیگنین، به دلیل ساختار آروماتیک سفت و سخت لیگنین، شکنندگی بالاتری از خود نشان می‌دهند که انعطاف‌پذیری و شکل‌پذیری ماتریس پلیمری حاصل را محدود می‌کند (۲۰). پلی‌اورتان بر پایه روغن گیاهی، به دلیل ساختار آلفاتیک خود می‌تواند بر شکنندگی غلبه کند، که در مقایسه با ساختار معطر لیگنین، انعطاف‌پذیری و کشش بیشتری را فراهم می‌کند و در نتیجه ماتریس پلیمری انعطاف‌پذیرتر و کم‌تر شکننده تر است (۲۷ و ۲۶). پلی‌اورتان بر پایه لیگنین و تانن، اغلب از مقاومت ضعیف در برابر آب به دلیل ماهیت آبدوست گروه‌های هیدروکسیل لیگنین رنج می‌برند، که

اورتان‌های انعطاف‌پذیر بر پایه پلی‌ال‌های پلی‌اتر ساخته شده‌اند (۱۴). پلی‌ال‌های پلی‌اتری تجاری معمولاً از طریق پلیمریزاسیون حلقه باز مونومرهای اپوکسید مانند اکسید پروپیلن و اکسید اتیلن تولید می‌شوند. پلی‌ال‌های پلی‌استر، عموماً از واکنش بین اسیدهای آلی و الکل‌ها تهیه می‌شوند. انتخاب مونومرها برای پلی‌ال‌های پلی‌استر در مقایسه با پلی‌ال‌های پلی‌اتر متنوع‌تر است (شکل ۲). نمونه‌هایی از اسیدهای آلی قابل استفاده عبارتند از اسید آدیپیک، اسید فتالیک و اسید ترفتالیک و نمونه‌هایی از الکل‌های قابل استفاده شامل اتیلن گلیکول، پروپیلن گلیکول و ۱،۴-بوتاندیول (۳۰).



شکل (۲): ساختار پلی‌ال‌ها

دی‌ایزوسیانات‌های آروماتیک، مانند متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات (MDI^۶) و تولوئن دی‌ایزوسیانات (TDI^۷)، به دلیل واکنش‌پذیری بالا و توانایی اتصال عرضی با پلی‌ال‌ها (شکل ۳) معمولاً در تولید چسب‌های پلی‌اورتان استفاده می‌شوند.



شکل (۳): ساختار ایزوسیانات‌ها

متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات پلیمری، اغلب در تولید چسب‌ها استفاده می‌شود و نوعی از متیلن دی-

فنیل دی‌ایزوسیانات است که از مخلوطی از ایزومرهای متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات با وزن مولکولی بالاتر تشکیل شده است. پلیمری متیلن دی-فنیل دی‌ایزوسیانات مزایای خاصی را نسبت به متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات مونومری در کاربردهای چسب پلی‌اورتان ارائه می‌دهد و معمولاً ویسکوزیته بالاتری دارد (۱۰). همچنین وزن مولکولی بالاتر متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات پلیمری، می‌تواند منجر به بهبود خواص مکانیکی و همچنین مقاومت در برابر تخریب شیمیایی و حرارتی در چسب را افزایش دهد (۱۲). متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات پلیمری، معمولاً هزینه کم‌تری نسبت به متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات خالص و نقطه انجماد پایین‌تری دارد (مایعات در دمای اتاق). به همین دلیل تمایل کم‌تری به دیمر شدن دارد و در نتیجه محصول پایدارتری نسبت به متیلن دی‌فنیل دی‌ایزوسیانات خالص و مشتقات می‌دهد (۱۱). از نوع ایزوسیانات پلیمری، در مواردی استفاده می‌شود که رنگ چسب نهایی مهم نیست. علاوه بر ایزوسیانات‌های آروماتیک، ایزوسیانات‌های آلیفاتیک نیز در چسب‌های پلی‌اورتان استفاده می‌شوند (۱۳). ایزوسیانات‌های آلیفاتیک، مزایای خاصی نسبت به ایزوسیانات‌های آروماتیک در کاربردهای خاص دارند. آن‌ها معمولاً مقاومت بهتری در برابر نور UV و هوا دارند، که آن‌ها را برای کاربردهای خارج از منزل که ثبات رنگ و دوام مهم هستند، مناسب می‌کند. برخی از ایزوسیانات‌های آلیفاتیک که معمولاً در چسب‌های پلی‌اورتان استفاده می‌شوند عبارتند از هگزامتیلن دی-ایزوسیانات (HDI^۸)، ایزوفورون دی‌ایزوسیانات

^۶ Methylene Diphenyl Diisocyanate

^۷ Toluene Diisocyanate

^۸ Hexamethylene Diisocyanate

(IPDI⁹) و سیکلوهگزان دی‌ایزوسیانات (H12MDI¹⁰) (۳۱).

پلی‌ال‌ها و ایزوسیانات‌ها به راحتی در دمای اتاق واکنش نشان می‌دهند. سرعت واکنش به حلال، دما و حضور کاتالیزورها بستگی دارد. کاتالیزورها می‌توانند بطور قابل توجهی این واکنش‌ها را تسریع کنند و در برخی موارد می‌توانند ترتیب واکنش‌پذیری را تغییر دهند (۳۲). خواص چسب را می‌توان با افزودن حلال‌های آلی خشک مانند اتیل استات، استون و متیل اتیل کتون تغییر داد (۱۱-۱۳). همچنین چسب‌های پلی‌اورتان، می‌توانند از نرم کننده‌ها برای کاهش ویسکوزیته، بهبود عملکرد در دماهای پایین و نرم شدن استفاده کنند. از نظر تجاری، محبوب‌ترین آن‌ها فتالات، بنزوات، فسفات‌ها و روغن‌های معطر هستند. نرم کننده‌ها باید با دقت استفاده شوند، زیرا چسبندگی بطور کلی با افزایش سطح نرم کننده‌ها کاهش می‌یابد (۱۲-۱۴).

پرکننده‌ها در چسب‌ها برای بهبود خواص فیزیکی، کنترل رئولوژی و کاهش هزینه‌ها استفاده می‌شوند. رایج‌ترین پرکننده‌های پلی‌اورتان کربنات کلسیم، تالک، سیلیس، خاک رس و سولفات باریم هستند. کربنات کلسیم، خاک رس، تالک و سولفات برای بهبود اقتصادی فرمول چسب استفاده می‌شود (۳۳-۱۱). مشتقات روغن کرچک^{۱۱} را می‌توان به عنوان غلیظ کننده در کاربردهای مختلف استفاده کرد. یکی از مشتقات رایج که به عنوان اصلاح کننده رئولوژی

استفاده می‌شود، روغن کرچک هیدروژنه میکرونیزه (موم کرچک) است (۳۴). مشکل اصلی استفاده از پرکننده‌ها با پیش پلیمرهای اورتان، میزان رطوبت مرتبط با پرکننده‌ها است. پرکننده‌ها، معمولاً باید قبل از استفاده با پیش پلیمرهای اورتان یا ایزوسیانات‌ها خشک شوند. باید از پرکننده‌های هیگروسکوپیک اجتناب شود، زیرا رطوبت موجود در پرکننده، می‌تواند ماندگاری محصول نهایی را کاهش دهد (۱۱). برای جلوگیری از این مشکلات از عوامل خشک کننده استفاده می‌شود. عوامل خشک کننده متداول عبارتند از مواد خشک کننده مانند سیلیکاژل، کلرید کلسیم (۱۳).

مسائل زیست محیطی تولید چسب‌های پلی‌اورتان تولید پلیمرهای پلی‌اورتان مشتق شده از مواد اولیه زیستی، در سال‌های اخیر بدلیل افزایش نگرانی‌ها در مورد قیمت نفت، گرم شدن کره زمین و مسائل زیست محیطی مانند مدیریت ضایعات، توجه قابل توجهی پیدا کرده است. یکی از دلایل نیاز به تنوع در مواد اولیه است. پلیمرهای مبتنی بر پتروشیمی، مانند آنهایی که از نفت خام به دست می‌آیند، انتخاب غالب برای طیف وسیعی از کاربردها بوده‌اند. با این حال، اتکا صرفاً به مواد اولیه سوخت فسیلی، خطرات متعددی را در زمینه کمبود مواد خام به همراه دارد. مواد اولیه زیستی، با استفاده از منابع تجدیدپذیر مانند زیست توده گیاهی، ضایعات کشاورزی و روغن‌های گیاهی جایگزینی را ارائه می‌دهند. این تنوع، وابستگی به ذخایر محدود سوخت فسیلی را کاهش می‌دهد و پایداری و کاهش ردپای کربن را ارتقا می‌دهد (۳۵ و ۳۶). بسترهای تجدیدپذیر برای تولید پلی‌اورتان، می‌توانند اثرات زیست محیطی مرتبط با پلیمرهای

⁹ Isophorone Diisocyanate

¹⁰ Cyclohexane Diisocyanate

¹¹ Castor Oil

ستنی، مبتنی بر پتروشیمی را به میزان قابل توجهی کاهش دهند. این پلیمرها با استفاده از ذخایر تجدیدپذیر می‌توانند انتشار گازهای گلخانه‌ای را کاهش داده و به کاهش تغییرات آب و هوایی کمک کنند (۳۷).

چسب‌های ساخته شده از روغن گیاهی، انتشار گازهای گلخانه‌ای و مصرف انرژی را در طول تولید کاهش می‌دهند زیرا به دمای پردازش پایین‌تر و زمان پخت کوتاه‌تر نیاز دارند (۳۸ و ۳۹). این چسب‌ها بطور خودبخودی تحت تجزیه بیولوژیکی قرار می‌گیرند و در نتیجه طی چند ماه تا سال، اجزای آن‌ها به مواد بی‌ضرر تجزیه می‌شوند. سرعت تخریب، بستگی به فرمول خاص چسب و شرایط حاکم دارد (۴۰ و ۴۱).

ارزیابی چرخه حیات (LCA^{12}) معمولاً برای ارزیابی اثرات مواد مبتنی بر زیست در مقایسه با معادل‌های پتروشیمی آنها برای ارائه پاسخ عددی و تأیید ادعاهای محیطی استفاده می‌شود. تجزیه و تحلیل چرخه حیات نشان می‌دهد که، استفاده از روغن کلزا به عنوان یک ماده خام پایه زیستی برای تولید پلی‌ال منجر به کاهش قابل توجهی در اثرات زیست‌محیطی در مقایسه با استفاده از پلی‌ال‌های پتروشیمی می‌شود. این مزایا شامل مصرف کمتر انرژی غیرقابل تجدید، کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و کاهش مصرف آب است (۴۲). پلی‌ال‌های مبتنی بر روغن بذر از منابع فسیلی کم‌تری استفاده می‌کنند و می‌توانند انتشار گازهای گلخانه‌ای بسیار پایینی ایجاد کنند. این

روغن‌ها تاثیر هوای منطقه‌ای را کاهش می‌دهند و سطوح کم‌تری از اکسیدهای گوگرد و نیتروژن را منتشر می‌کنند (۴۳). پلیمرهای غیرپتروشیمی، می‌توانند با ایجاد امکان تولید موادی که بازیافت شوند، کمپوست شوند یا پس از استفاده بطور ایمن به طبیعت بازگردانده شوند و به توسعه اقتصاد کمک کنند (۴۴).

منابع روغن‌های گیاهی برای پلی‌اورتان‌ها

روغن‌های گیاهی مختلف منابع تجدیدپذیری هستند که در طول ساخت مواد خام برای چسب‌های پلی‌اورتان مورد استفاده قرار می‌گیرند و می‌توانند به‌طور موفقیت‌آمیز و گسترده به‌عنوان یک ماده جایگزین پتروشیمی مورد استفاده قرار گیرند (۴۵). جهات زیادی برای ساخت روغن گیاهی بر پایه پلی‌ال‌ها شرح داده شده است، از جمله واکنش‌های شیمیایی مانند اپوکسیداسیون^{۱۳}، ترانس استریفیکاسیون^{۱۴}، ازونولیز^{۱۵}، واکنش جفت شدن تیول-ان^{۱۶}، هیدرو فورمیلایسین^{۱۷} و اکسیداسیون فتوشیمیایی^{۱۸}. شایان ذکر است که از همین نوع واکنش‌های شیمیایی می‌توان برای فرآوری ضایعات روغن‌های گیاهی و ضایعات صنایع کشاورزی و غذایی استفاده کرد (۴۵ و ۴۶).

همچنین، نرم‌کننده‌های زیستی را می‌توان عمدتاً از روغن‌های گیاهی، محصولات کشاورزی و ضایعات بدست آورد. مسیرهای اصلی تبدیل شامل، واکنش‌های شیمیایی زیر است: ترانس استری شدن

¹³ Epoxidation

¹⁴ Trans Esterification

¹⁵ Ozonolysis

¹⁶ Thiol-Ene Coupling

¹⁷ Hydroformylation

¹⁸ Photochemical Oxidation

¹² Life Cycle Assessment

مزایای چسب‌های بر پایه روغن‌های گیاهی

چسب‌های بر پایه روغن گیاهی، مزایای قابل توجهی دارند که عمدتاً به منشا تجدیدپذیر آنها مرتبط است. این چسب‌ها از روغن‌های گیاهی مانند روغن سویا (۵۸-۶۱)، روغن کرچک (۶۳ و ۶۲)، دانه کتان (۶۴-۱۸) و غیره به دست می‌آیند که آنها را از چسب‌های بر پایه نفت متمایز می‌کند که به منابع سوخت فسیلی تجدیدناپذیر متکی که با کاهش مواجه هستند. در مقابل، روغن‌های گیاهی مورد استفاده برای تولید این چسب‌ها را می‌توان به طور مداوم از طریق شیوه‌های کشاورزی پایدار دوباره جایگزین کرد، بنابراین آنها را به عنوان یک راه حل پایدار از نظر زیست محیطی قرار داد.

مسلماً مهمترین مزیت چسب‌های بر پایه روغن گیاهی، ردپای اکولوژیکی آنهاست. تولید آنها وابستگی به منابع تجدیدناپذیر را کاهش و به فرآیند تولید سازگار با محیط زیست کمک می‌کند (۶۵-۵). علاوه بر این، این چسب‌ها دارای کیفیت‌های مطلوب زیست تخریب‌پذیری، سمیت کم و تطبیق‌پذیری بالایی هستند که آنها را به گزینه‌ای جذاب برای کاربردهای مختلف در صنایع تبدیل می‌کند. همچنین فرصت‌های فوق العاده‌ای را برای نوآوری در فناوری چسب ارائه می‌دهند. این شایستگی‌ها در مجموع چسب‌های بر پایه روغن گیاهی را به یک جایگزین مناسب و پایدار برای فرمول‌های چسب معمولی تبدیل می‌کنند.

مطالعات متعدد نشان داده‌اند که چسب‌های بر پایه روغن گیاهی عملکرد و ویژگی‌های مشابه و در برخی موارد برتر از آنالوگ‌های بر پایه نفت معمولی دارند. آنها دارای خواص چسبندگی قوی، انعطاف‌پذیری

(۴۸ و ۴۷)، هیدروژناسیون (۵۰ و ۴۹) و اپوکسیداسیون (۵۲ و ۵۱). برخی از روغن‌های گیاهی را می‌توان مستقیماً با درصدهای معینی به پلیمرها اضافه کرد تا خواص آنها افزایش یابد (۵۳).

محققان بر خواص برتر پلی‌اورتان‌ها بر پایه سویا در مقایسه با همتایان مبتنی بر نفت تأکید کردند که محصولات انعطاف‌پذیری و کشش بیشتری را ارائه می‌دهند (۵۴). محققین خواص مفید پلی‌ال‌های روغن کلزا را در مطالعه خود بیان کردند. پوشش‌های پلی‌اورتان پایداری هیدرولیتیکی و حداقل جذب آب را نشان و همچنین خواص فیزیکی و مکانیکی قابل قبولی را نشان دادند که الزامات پوشش‌های پلی‌اورتان دو جزئی را مطابق با استانداردها برآورده کردند (۵۵). محققان استفاده از روغن بذر کتان را به عنوان یک اصلاح کننده طبیعی در فوم‌های پلی‌اورتان سفت و سخت ذکر کردند که می‌تواند منجر به بهبود استحکام مکانیکی، مورفولوژی کف، خواص حرارتی و خواص واکنشی شود که بطور بالقوه بر خواص مقاومت در برابر آتش تأثیر می‌گذارد (۵۶). گزارش شده است که از گیاه غیر خوراکی جاتروفا^{۱۹}، محصولاتی با تجزیه-پذیری زیستی بهبود یافته در مقایسه با پلی‌ال‌های سنتی مبتنی بر نفت تولید می‌کنند. علاوه بر این، روغن جاتروفا را می‌توان از نظر شیمیایی اصلاح کرد تا سازگاری با سایر پلیمرها و مواد افزودنی را بهبود بخشد، بنابراین عملکرد و خواص کلی فوم پلی‌اورتان حاصل را افزایش می‌دهد (۵۷).

¹⁹ *Jatropha curcas*

عالی و سازگاری عالی با بسترهای مختلف هستند (۶۸، ۶۶، ۳۸، ۲۳، ۱۷). خاصیت ارتجاعی ذاتی چسب‌های بر پایه روغن گیاهی، آن‌ها را برای کاربردهایی که نیاز به ازدیاد طول و استحکام زیاد اتصال دارند، مانند ساخت و ساز (۷۲-۶۹)، خودرو (۷۳)، بسته‌بندی (۷۴)، منسوجات (۷۵-۶۶)، کفش (۷۶-۷۴) و صنایع الکترونیک (۱۷) مناسب می‌کند. خواص مکانیکی این چسب‌ها را می‌توان با اصلاح پارامترهای آزمایشی، انتخاب روغن گیاهی یا ترکیب مواد افزودنی تنظیم کرد، بنابراین امکان طراحی چسب‌های مخصوص با کاربردهای خاص را فراهم می‌کند (۷۷-۵۸). به عنوان مثال، محققان گزارش کردند که از طریق انتخاب دقیق منبع روغن و دمای پخت، چقرمگی چسب حاصل را می‌توان افزایش داد و ماده ای با مقاومت بالا در برابر تنش‌های حرارتی و مکانیکی تولید کرد (۱۸).

علاوه بر این، استفاده از چسب‌های بر پایه روغن گیاهی تأثیر اقتصادی مطلوبی دارد. روغن‌های گیاهی، ارزان‌تر از همتایان نفتی خود هستند (۷۸). علاوه بر این، استفاده از ضایعات کشاورزی، مانند روغن‌های گیاهی، اقتصادهای محلی را نیز به حرکت در می‌آورد و با ارائه راه‌های درآمد بالقوه برای کشاورزان، از توسعه روستایی حمایت می‌کند (۷۹-۳۱). چسب‌های بر پایه روغن گیاهی در مقایسه با چسب‌های سنتی، فراریت و سمیت کم‌تری از خود نشان می‌دهند که منجر به محیط‌های کاری ایمن‌تر می‌شود (۸۱ و ۸۰). ماهیت غیر سمی و قابلیت بازیافت آن‌ها جذابیت آن‌ها را از نظر بهداشت، ایمنی و محیط زیست بیش‌تر می‌کند. در نتیجه، مزایای چسب‌های بر پایه روغن گیاهی فراتر از پایداری زیست محیطی به عرصه‌هایی

با عملکرد برتر، دوام اقتصادی، سلامت و ایمنی و توسعه منطقه‌ای گسترش می‌یابد. مزایای کلی آن‌ها بطور منحصر به فرد، آن‌ها را به عنوان یک جایگزین پایدار و جذاب برای فناوری چسب قرار می‌دهد.

از معایب مربوط به استفاده از روغن‌های پایه زیستی

- روغن‌های پایه زیستی، معمولاً از محصولات کشاورزی به دست می‌آیند. تولید آن‌ها به دلیل در دسترس بودن زمین مناسب، منابع آبی و شرایط آب و هوایی مناسب محدود است. در نتیجه، ممکن است با تولید مواد غذایی رقابت کند و منجر به نگرانی در مورد امنیت غذایی و افزایش قیمت کالاهای کشاورزی شود (۸۳ و ۸۲).

- کشت محصولات زراعی برای روغن‌های پایه زیستی، می‌تواند منجر به افزایش فشار بر منابع زمین شود. جنگل‌زدایی نه تنها تنوع زیستی را کاهش می‌دهد، بلکه مقادیر قابل توجهی دی اکسید کربن را در جو آزاد و تغییرات آب و هوایی را تشدید می‌کند (۸۳).

- تولید روغن زیستی به آب برای آبیاری نیاز دارد و افزایش تقاضا برای آب می‌تواند منابع آب محلی را تحت فشار قرار دهد که می‌تواند منجر به درگیری بر سر استفاده از آب در بین نیازهای کشاورزی، جوامع محلی و اکوسیستم‌ها شود (۸۴-۴۲).

- در حالی که روغن‌های پایه زیستی اغلب دوستدار محیط زیست نسبت به سوخت‌های فسیلی در نظر گرفته می‌شوند، در حالی که تولید و فرآوری آن‌ها همچنان می‌تواند باعث انتشار گازهای گلخانه‌ای شود (۸۵-۸۳).

- کشت فشرده محصولات روغنی با پایه زیستی، می‌تواند منجر به فرسایش خاک، کاهش مواد مغذی و کاهش کیفیت خاک شود. بدون اعمال مدیریت مناسب، کشت مداوم محصولات دانه‌های روغنی می‌تواند حاصلخیزی خاک را کاهش داده و به تخریب زمین کمک کند (۸۷و۸۶).

بطور خلاصه، استفاده از چسب‌های بر پایه روغن گیاهی، مزایای متعددی مانند تجدیدپذیری، زیست تخریب‌پذیری و کاهش سمیت را به همراه دارد و آن‌ها را به گزینه‌ای جذاب برای محیط زیست در صنعت چسب تبدیل می‌کند. با این وجود، موانع قابل توجه برای اجرای گسترده آن‌ها شامل افزایش هزینه‌ها و نگرانی‌های عملکردی است که نیاز به توجه دارند. اکتشاف مداوم برای اصلاح کارایی آن‌ها، به حداقل رساندن مخارج تولید و تقویت مزیت رقابتی آن‌ها در صنایع مختلف بسیار مهم است.

نتیجه‌گیری

روغن‌های گیاهی در شیمی پلی‌اورتان، مزایای مالی و زیست‌محیطی قابل‌توجهی را ارائه می‌دهد که به حفاظت از محیط زیست و پایداری تولید کمک می‌کند. در دسترس بودن منابع طبیعی تجدیدپذیر، برخلاف منابع پتروشیمی، عملاً نامحدود است، که منجر به افزایش انتشارات تحقیقاتی با تمرکز بر توسعه پلی‌ال‌های مبتنی بر زیست می‌شود. در حالی که بسیاری از تحقیقات موجود بر واکنش‌های مرسوم برای پلی‌ال‌های جدید مبتنی بر زیست متمرکز است، راه‌حل‌های مقرون‌به‌صرفه همچنان در اولویت هستند. بسیار مهم است که بدانیم تولید و فرآوری روغن‌های پایه زیستی می‌تواند به انتشار گازهای گلخانه‌ای در

طول چرخه زندگی آن‌ها کمک کند، که از مراحل مختلفی مانند تغییرات کاربری زمین، شیوه‌های کشاورزی و نیازهای انرژی ناشی می‌شود. یک رویکرد نوآورانه استفاده از روغن‌های گیاهی به عنوان اصلاح‌کننده‌های طبیعی در محصولات ساختمانی بدون اصلاح شیمیایی است که نویدبخش کاهش ردپای کربن است. این استراتژی که از روغن‌های گیاهی به شکل کمتر فرآوری شده استفاده می‌کند، می‌تواند مزایای زیست محیطی را به حداکثر برساند. در حالی که روغن‌های گیاهی یک جایگزین تجدیدپذیر هستند، کشت، فرآوری و استفاده از آن‌ها ممکن است، همچنان چالش‌های زیست‌محیطی ایجاد کند. پرداختن به مبادلات بالقوه مرتبط با پلی‌اورتان‌های مبتنی بر روغن گیاهی برای تصمیم‌گیری آگاهانه ضروری است. بررسی روغن‌ها به عنوان اصلاح‌کننده‌های طبیعی فرصت‌های جدیدی را برای بهبود عملکرد زیست محیطی چسب‌های پلی‌اورتان ارائه می‌دهد. ادغام مطالعات ارزیابی چرخه عمر در ارزیابی‌ها می‌تواند درک جامعی از عملکرد زیست محیطی آن‌ها در طول چرخه زندگی آن‌ها ارائه دهد.

منابع

- [1] Bernstein, J.A., Alexis, N., Bacchus, H., Bernstein, I.L., Fritz, P., Horner, E., Li, N., Mason, S., Nel, A., and Oullette, J., 2008, The Health Effects of Nonindustrial Indoor Air Pollution. *J. Allergy Clin. Immunol.* 121, 585–591.
- [2] Ghaffarianhoseini, A., Al Waer, H., Omrany, H., Ghaffarianhoseini, A., Alalouch, C., Clements-Croome, D., and Tookey, J., 2018, Sick Building Syndrome: Are We Doing Enough? *Archit. Sci. Rev.* 61, 99–121.
- [3] Gogoi, S., and Karak, N., 2014, Biobased Biodegradable Waterborne Hyperbranched Polyurethane as an Ecofriendly Sustainable

- Strength Simultaneousl, *Eur. Polym. J.*, 182, 111732.
- [16] Chen, Q., Xu, X., Zhang, X., Xu, Z., Liu, Y., Huan, S., Li, Z., Bai, L., and Gu, J., 2023, Valorization of Isocyanates Using Castor Oil-Based Protective Strategies: Performance and Comparison as Waterborne Adhesive Additives, *Ind. Crops Prod.*, 195, 116392.
- [17] Xu, C., Jia, X., Du, J., Zhou, F., Liu, B., Deng, Y., and Huai, X., 2023, Ultra-Strong and Solvent-Free Castor Oil-Based Polyurethane Thermally Conductive Structural Adhesives for Heat Management, *Ind. Crops Prod.*, 194, 116181.
- [18] Zhang, W., Wang, T., Zheng, Z., Quirino, R.L., Xie, F., Li, Y., and Zhang, C., 2023, Plant Oil-Based Non-Isocyanate Waterborne Poly(Hydroxyl Urethane)S. *Chem. Eng. J.*, 452, 138965.
- [19] Tenorio-Alfonso, A., Sánchez, M.C., and Franco, J.M., 2022, Impact of the Processing Method on the Properties of Castor Oil/Cellulose Acetate Polyurethane Adhesives for Bonding Wood, *Int. J. Adhes. Adhes.*, 116, 3453.
- [20] Handika, S.O., Lubis, M.A.R., Sari, R.K., Laksana, R.P.B., Antov, P., Savov, V., Gajtanska, M., and Iswanto, A.H., 2021, Enhancing Thermal and Mechanical Properties of Ramie Fiber via Impregnation by Lignin-Based Polyurethane Resin. *Materials*, 14, 6850.
- [21] Iswanto, A.H., Lubis, M.A.R., Sutiawan, J., Al-Edrus, S.S.O., Lee, S.H., Antov, P., Kristak, L., Reh, R., Mardawati, E., and Santoso, A., 2023, Latest Advancements in the Development of High-Performance Lignin and Tannin-Based Non-Isocyanate Polyurethane Adhesive for Wood Composites, *Polymers*, 15, 3864.
- [22] Sari, R.A.L., Lubis, M.A.R., Sari, R.K., Kristak, L., Iswanto, A.H., Mardawati, E., Fatriasari, W., Lee, S.H., Reh, R., and Sedliacik, J., 2023, Properties of Plywood Bonded with Formaldehyde-Free Adhesive Based on Poly(Vinyl Alcohol)-Tannin-Hexamine at Different Formulations and Cold-Pressing Times, *J. Compos. Sci.*, 7, 113.
- [23] Xiao, X., Dong, Y., Tang, Z., Shi, S., and Gu, L., 2023, Degradable, Anticorrosive, and Fluorescent Waterborne Polyurethanes from Vegetable Oil Internal Emulsifiers for Material. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 2, 2730–2738.
- [4] Blasco, M.P.C., Limiñana, M.Á.P., Silvestre, C.R., Calpena, E.O., and Aís, F.A., 2022, Sustainable Reactive Polyurethane Hot Melt Adhesives Based on Vegetable Polyols for Footwear Industry. *Polymers*, 14, 284.
- [5] Gadhave, R.V., Mahanwar, P.A., and Gadekar, P.T., 2017, Bio-Renewable Sources for Synthesis of Eco-Friendly Polyurethane Adhesives— Review. *Open J. Polym. Chem.* 07, 57–75.
- [6] Erickson, B., Nelson, J.E., and Winters, P., 2012, Perspective on Opportunities in Industrial Biotechnology in Renewable Chemicals. *Biotechnol. J.*, 7, 176–185.
- [7] Kemona, A., and Piotrowska, M., 2020, Polyurethane Recycling and Disposal: Methods and Prospects. *Polymers*, 12, 1752.
- [8] Gomez, J.C., Zakaria, R., Aung, M.M., Mokhtar, M.N., and Yunus, R., 2021, Synthesis and Characterization of Polyurethanes from Residual Palm Oil with High Poly-Unsaturated Fatty Acid Oils as Additive, *Polymers*, 13, 4214.
- [9] Maulana, S., Wibowo, E.S., Mardawati, E., Iswanto, A.H., Papadopoulos, A., and Lubis, M.A.R., 2024, Eco-Friendly and High-Performance Bio-Polyurethane Adhesives from Vegetable Oils: A Review., *Polymers*, 16, 1613.
- [10] Szycher, M., 2012, Szycher's Handbook of Polyurethanes; CRC Press: Boca Raton, FL, USA,
- [11] Oertel, G., 1993, Polyurethane Handbook, 2nd ed.; Carl Hanser: Munich, Germany, pp. 594–602.
- [12] Edward, M.P., 2007, Handbook of Adhesives and Sealants, 2nd ed.; McGraw-Hill Professional: New York, NY, USA, pp. 403–410.
- [13] Wirpsza, Z., 1991, Poliuretany Chemia Technologia Zastosowanie; Wydawnictwa Naukowo-Techniczne: Warsaw, Poland.
- [14] David, J., 2003. Dunn Adhesives and Sealants—Technology, Applications and Markets; Rapra Technology Limited: Shrewsbury, UK.
- [15] Du, L., Liu, Z., Ye, Z., Hao, X., Ou, R., Liu, T., and Wang, Q., 2023, Dynamic Cross-Linked Polyurethane Hot-Melt Adhesive with High Biomass Content and High Adhesive

- [35] Tavares, L.B., Boas, C.V., Schleder, G.R., Nacas, A.M., Rosa, D.S., and Santos, D.J., 2016, Bio-Based Polyurethane Prepared from Kraft Lignin and Modified Castor Oil, *Express Polym. Lett*, 10, 927–940.
- [36] Alhanish, A., and Abu Ghalia, M., 2021, Developments of Biobased Plasticizers for Compostable Polymers in the Green Packaging Applications: A Review, *Biotechnol. Prog*, 37, e3210.
- [37] Mori, R., 2023, Replacing All Petroleum-Based Chemical Products with Natural Biomass-Based Chemical Products: A Tutorial Review, *RSC Sustain*, 1, 179–212.
- [38] Malik, M., and Kaur, R., 2018, Mechanical and Thermal Properties of Castor Oil-Based Polyurethane Adhesive: Effect of TiO₂ Filler, *Adv. Polym. Technol*, 37, 24–30.
- [39] Cui, S., Liu, Z., and Li, Y., 2017, Bio-Polyols Synthesized from Crude Glycerol and Applications on Polyurethane Wood Adhesives, *Ind. Crops Prod*, 108, 798–805.
- [40] Tenorio-Alfonso, A., Sánchez, M.C., and Franco, J.M., 2017, Preparation, Characterization and Mechanical Properties of Bio-Based Polyurethane Adhesives from Isocyanate-Functionalized Cellulose Acetate and Castor Oil for Bonding Wood. *Polymers*, 9, 132.
- [41] Orgilés-Calpena, E., Arán-Aís, F., Torró-Palau, A.M., and Orgilés-Barceló, C., 2016, Novel Polyurethane Reactive Hot Melt Adhesives Based on Polycarbonate Polyols Derived from CO₂ for the Footwear Industry, *Int. J. Adhes. Adhes*, 70, 218–224.
- [42] Fridrihsone, A., Romagnoli, F., Kirsanovs, V., and Cabulis, U., 2020, Life Cycle Assessment of Vegetable Oil Based Polyols for Polyurethane Production, *J. Clean. Prod*, 266, 121403.
- [43] Helling, R.K., and Russell, D.A., 2009, Use of Life Cycle Assessment to Characterize the Environmental Impacts of Polyol Production Options., *Green Chem.* 11, 380–389.
- [44] Lligadas, G., Ronda, J.C., Galià, M., and Cádiz, V., 2010, Plant Oils as Platform Chemicals for Polyurethane Synthesis: Current State of the Art, *Biomacromolecules*, 11, 2825–2835.
- [45] Kaikade, D.S., and Sabnis, A.S., 2023, Polyurethane Foams from Vegetable Oil-Based Adhesives and Strain Sen Sor, *Ind. Crops Prod*, 200, 116865.
- [24] Lubis, M.A.R., Yadav, S.M., and Park, B.D., 2021, Modification of Oxidized Starch Polymer with Nanoclay for Enhanced Adhesion and Free Formaldehyde Emission of Plywood, *J. Polym. Environ*, 29, 2993–3003.
- [25] Tian, W., Wang, X., Ye, Y., Wu, W., Wang, Y., Jiang, S., Wang, J., and Han, X., 2023, Recent Progress of Biomass in Conventional Wood Adhesives: A Review, *Green Chem*, 25, 10304–10337.
- [26] Tabasum, S., Zia, K.M., Parveen, B., and Shahid, M., 2022, Polyurethane Dispersions Prepared from Vegetable Oil and Their Application as Textile Finishes, *Text. Res. J*, 92, 4639–4651.
- [27] Wang, X., Nayanathara, R.M.O., Leng, W., Caldon, E.B., Liu, L., Advincula, R.C., Zhang, Z., and Zhang, X., 2022, Corrosion-Resistant Polyurethane Coatings from Structure-Homogenized Biorefinery Lignin through Fractionation and Oxypropylation, *J. Agric. Food Res*, 10, 100452.
- [28] Kachel, M., Krawczuk, A., Krajewska, M., Parafiniuk, S., Guz, T., Rząd, K., and Matwijczuk, A., 2023, Comparative Analysis of Vegetable and Mineral Oil-Based Antiadhesive/Hydrophobic Liquids and Their Impact on Wood Properties, *Materials*, 16, 4975.
- [29] Zaia, U.J., Cortez-Barbosa, J., Morales, E.A.M., Lahr, F.A.R., Do Nascimento, M.F., and De Araujo, V.A., 2015, Production of Particleboards with Bamboo (*Dendrocalamus giganteus*) Reinforcement. *BioResources*, 10, 1424–1433.
- [30] Ionescu, M., 2005, Chemistry and Technology of Polyols for Polyurethanes; Rapra Technology Limited: Shrewsbury, UK.
- [31] Pizzi, A., and Mittal, K.L., 2003, Handbook of Adhesive Technology, Revised and Expanded; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
- [32] Bandel, A., 1995, Gluing Wood; Catas: San Giovanni al Natisone, Italy.
- [33] Henrique Savelsberg, J.R., 2021, European Adhesives and Sealants Market—2021–2026; FEICA, Smithers: Akron, OH, USA.
- [34] Arkema Technical Paper: Crayvallac Antisettle CVP; Arkema: Colombes, France, 2023.

- Polyurethane Coatings Based on Rapeseed Oil Polyols, *Prog. Org. Coat*, 94, 90–97.
- [56] Członka, S., Bertino, M.F., Kos'ny, J., Strąkowska, A., Masłowski, M., and Strzelec, K., 2018, Linseed Oil as a Natural Modifier of Rigid Polyurethane Foams, *Ind. Crops Prod.* 115, 40–51.
- [57] Jabar, J.M., 2022, Production of Sustainable Rigid Polyurethane Foam from Chemically Modified Underutilized *Jatropha curcas* L. Seed Oil: Influence of Polyol Chemical Structure on Properties of Polymer, *Curr. Res. Green Sustain. Chem*, 5, 100331.
- [58] Pang, H., Ma, C., and Zhang, S., 2022, Conversion of Soybean Oil Extraction Wastes into High-Performance Wood Adhesives Based on Mussel-Inspired Cation- π Interactions, *Int. J. Biol. Macromol*, 209, 83–92.
- [59] Acik, G., Kamaci, M., Altinkok, C., Karabulut, H.R.F., and Tasdelen, M.A., 2018, Synthesis and Properties of Soybean Oil-Based Biodegradable Polyurethane Films, *Prog. Org. Coat.* 123, 261–266.
- [60] Feng, Y., Yang, Z., Liang, H., Yang, Z., Yuan, T., Luo, Y., Li, P., and Zhang, C., 2017, A Solvent Free and Scalable Method to Prepare Soybean Oil Based Polyols by ThiolEne PhotoClick Reaction and Biobased Polyurethanes Therefrom. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 5, 7365–7373.
- [61] Alagi, P., Choi, Y.J., Seog, J., and Hong, S.C., 2016, Efficient and Quantitative Chemical Transformation of Vegetable Oils to Polyols through a ThiolEne Reaction for Thermoplastic Polyurethanes, *Ind. Crops Prod*, 87, 78–88.
- [62] Moghadam, P.N., Yarmohamadi, M., Hasanzadeh, R., and Nuri, S., 2016, Preparation of Polyurethane Wood Adhesives by Polyols Formulated with Polyester Polyols Based on Castor Oil., *Int. J. Adhes. Adhes.* 68, 273–282.
- [63] Tenorio-Alfonso, A., Sánchez, M.C., and Franco, J.M., 2019, Synthesis and Mechanical Properties of Bio Sourced Polyurethane Adhesives Obtained from Castor Oil and MDI-Modified Cellulose Acetate: Influence of Cellulose Acetate Modification, *Int. J. Adhes. Adhes.* 95, 102404.
- [64] Bähr, M., and Mülhaupt, R., 2012, Linseed and Soybean Oil-Based Polyurethanes Prepared via the Non-Isocyanate Route and Catalytic Carbon Dioxide Conversion, *Green Chem*, 14, 483–489.
- Polyols: A Review, *Polym. Bull*, 80, 2239–2261.
- [46] Nohra, B., Candy, L., Blanco, J.F., Guerin, C., Raoul, Y., and Mouloungui, Z., 2013, From Petrochemical Polyurethanes to Biobased Polyhydroxyurethanes, *Macromolecules*, 46, 3771–3792.
- [47] Joshi, J.R., Bhandari, K.K., Patel, J.V., and Karve, M., 2023, Chemical Modification of Waste Cooking Oil for the Biolubricant Production Through Transesterification Process, *J. Indian Chem. Soc*, 100, 100909.
- [48] Fukuda, H., Kondo, A., and Noda, H., 2001, Biodiesel Fuel Production by Transesterification of Oils, *J. Biosci. Bioeng*, 92, 405–416.
- [49] Shomchoam, B., and Yoosuk, B., 2014, Eco-Friendly Lubricant by Partial Hydrogenation of Palm Oil over Pd/-Al₂O₃ Catalyst, *Ind. Crops Prod*, 62, 395–399.
- [50] Fernández, M.B., Sánchez, M.J.F., Tonetto, G.M., and Damiani, D.E., 2009, Hydrogenation of Sunflower Oil over Different Palladium Supported Catalysts: Activity and Selectivity, *Chem. Eng. J*, 155, 941–949.
- [51] Mudhaffar, B., and Salimon, J., 2010, Epoxidation of Vegetable Oils and Fatty Acids: Catalysts, Methods and Advantages, *J. Appl. Sci*, 10, 1545–1553.
- [52] Hassan, A.A., Abbas, A., Rasheed, T., Bilal, M., Iqbal, H.M.N., and Wang, S., 2019, Development, Influencing Parameters and Interactions of Bioplasticizers: An Environmentally Friendlier Alternative to Petro Industry-Based Sources, *Sci. Total Environ*, 682, 394–404.
- [53] Sovtic', N., Predrag, K.S., Bera, O.J., Pavlic'evic', J.M., Govedarica, O.M., Jovic'ic', M.C., and Govedarica, D.D., 2020, A Review of Environmentally Friendly Rubber Production Using Different Vegetable Oils, *Polym. Eng. Sci.* 60, 1097–1117.
- [54] Orgilés-Calpena, E., Arán-Aís, F., Torró-Palau, A.M., and Orgilés-Barceló, C., 2014, Synthesis and Characterisation of Potentially Biodegradable Polyurethane Adhesives from Soybased Polyols., *Polym. Renew. Resour*, 5, 99–113.
- [55] Fridrihsone-Girone, A., Stirna, U., Misa'ne, M., Lazdin, a, B., and Deme, L., 2016, Spray-Applied 100% Volatile Organic Compounds Free Two Component

- [74] Mekewi, M.A., Ramadan, A.M., ElDarse, F.M., Abdel Rehim, M.H., Mosa, N.A., and Ibrahim, M.A., 2017, Preparation and Characterization of Polyurethane Plasticizer for Flexible Packaging Applications: Natural Oils Affirmed Access, Egypt. J. Pet, 26, 9–15.
- [75] Sidra; Tabasum, S., Zia, K.M., Parveen, B., Hussain, M.T., 2021, A Novel Water Borne Green Textile Polyurethane Dispersions Finishes from Cotton (*Gossypium arboreum*) Seed Oil Based Polyol Used in Modification of Cellulosic Fabrics, Carbohydr. Polym. Technol. Appl, 2, 100170.
- [76] De Ponte, C., Liscio, M.C., and Sospiro, P., 2023, State of the Art on the Nexus between Sustainability, Fashion Industry and Sustainable Business Model, Sustain. Chem. Pharm, 32, 100968.
- [77] Lu, Y., Zhang, P., Fan, M., Jiang, P., Bao, Y., Gao, X., and Xia, J., 2019, Dual Bond Synergy Enhancement to Mechanical and Thermal Properties of Castor Oil-Based Waterborne Polyurethane Composites, Polymer, 182, 121832.
- [78] Kaur, R., Singh, P., Tanwar, S., Varshney, G., and Yadav, S., 2022, Assessment of Bio-Based Polyurethanes: Perspective on Applications and Bio-Degradation, Macromol, 2, 284–314.
- [79] Purwanto, E., Riadi, L., Nathania Tamara, I., and Mellisha Ika, K., 2014, The Optimization of Ozonolysis Reaction for Synthesis of Biopolyol from Used Palm Cooking Oil. ASEAN J. Chem. Eng, 14, 49711.
- [80] Bizet, B., Grau, É., Cramail, H., and Asua, J.M., 2020, Water-Based Non-Isocyanate Polyurethane-Ureas (NIPUUs), Polym. Chem. 11, 3786–3799.
- [81] Khatoon, H., Iqbal, S., Irfan, M., Darda, A., and Rawat, N.K., 2021, A Review on the Production, Properties and Applications of Non- Isocyanate Polyurethane: A Greener Perspective, Prog. Org. Coat, 154, 106124.
- [82] Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., and Yu, T.H., 2008, Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. Science, 319, 1238–1240.
- [83] Popp, J., Lakner, Z., Harangi-Rákos, M., and Fári, M., 2014, The Effect of Bioenergy
- [65] Abbas, Z., 2020, Bio-Based Polyurethane Adhesives: A Review Bio Based Polyurethane Adhesives: A Review, Dep. Appl. Chem. Gov. Coll. Univ. Faisalabad, 2, 28–30.
- [66] Santan, H.D., James, C., Fratini, E., Martínez, I., Valencia, C., Sánchez, M.C., and Franco, J.M., 2018, Structure-Property Relationships in Solvent Free Adhesives Derived from Castor Oil., Ind. Crops Prod, 121, 90–98.
- [67] Gama, N., Ferreira, A., and Barros-Timmons, A., 2019, Cure and Performance of Castor Oil Polyurethane Adhesive., Int. J. Adhes. Adhes, 95, 102413.
- [68] Jasius-nas, L., Peck, G., Bridziuvienė, D., and Miknius, L., 2020, Mechanical, Thermal Properties and Stability of High Renewable Content Liquefied Residual Biomass Derived Bio-Polyurethane Wood Adhesives, Int. J. Adhes. Adhes, 101, 102618.
- [69] Fiorelli, J., Curtolo, D.D., Barrero, N.G., Savastano, H., de Jesus Agnolon Pallone, E.M., and Johnson, R., 2012, Particulate Composite Based on Coconut Fiber and Castor Oil Polyurethane Adhesive: An Eco-Efficient Product, Ind. Crops Prod, 40, 69–75.
- [70] Cravo, J.C.M., de Lucca Sartori, D., Mármol, G., Schmidt, G.M., de Carvalho Balieiro, J.C., and Fiorelli, J., 2017, Effect of Density and Resin on the Mechanical, Physical and Thermal Performance of Particleboards Based on Cement Packaging, Constr. Build. Mater, 151, 414–421.
- [71] Gava, M., Müzel, S.D., de Lima, L.R., Cortez-Barbosa, J., Garcia, J.N., Ferreira, B.S., Filho, H.J.S., Bernardes, M.S., and De Araujo, V.A., 2015, Production of Particleboards from Hevea Brasiliensis Clones and Castor Oil-Based Polyurethane Resin, BioResources, 10, 6896–6905.
- [72] Sugahara, E.S., da Silva, S.A.M., Buzo, A.L.S.C., de Campos, C.I., Morales, E.A.M., Ferreira, B.S., dos Anjos Azambuja, M., Lahr, F.A.R., and Christoforo, A.L., 2019, High-Density Particleboard Made from Agro-Industrial Waste and Different Adhesives, BioResources, 14, 5162–5170.
- [73] Zain, N.M., Roslin, E.N., and Ahmad, S., 2016, Preliminary Study on Bio-Based Polyurethane Adhesive/Aluminum Laminated Composites for Automotive Applications, Int. J. Adhes. Adhes, 71, 1–9.

- Expansion: Food, Energy, and Environment. *Renew. Sustain. Energy Rev*, 32, 559–578.
- [84] Hoekstra, A.Y., and Mekonnen, M.M., 2012, The Water Footprint of Humanity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 109, 3232–3237.
- [85] Hosseinzadeh-Bandbafha, H, Aghbashlo, M., and Tabatabaei, M., 2021, Life Cycle Assessment of Bioenergy Product Systems: A Critical Review. *E-Prime—Adv. Electr. Eng. Electron. Energy*, 1, 100015.
- [86] Lal, R., 2004, Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change. *Geoderma*, 123, 1–22.
- [87] Ozlu, E., Arriaga, F.J., Bilen, S., Gozukara, G., and Babur, E., 2022, Carbon Footprint Management by Agricultural Practices. *Biology*, 11, 1453.

“Review article”

Using vegetable oils for polyurethane adhesives**Mani Jabari^{1*}, Mitra Jabari²**¹Department of Horticultural Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Birjand University, Iran²Department of Horticultural Science and Engineering, Faculty of Plant Production, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

*Corresponding author: mani.jabbari.mp@gmail.com

(Received: 1 September 2024, Accepted: 1 December 2024)

Abstract

Current petrochemical-based adhesives have a negative impact on the environment through the release of significant volatile organic compounds during production, which contributes to air pollution and climate change. Using vegetable oils as a renewable resource to produce polyurethane adhesives offers a promising way to improve sustainability and reduce environmental impacts. The use of polyurethanes derived from vegetable oils promises long-term replacement while maintaining or improving adhesive properties. This quality makes these adhesives suitable for wide use in various sectors such as construction, automotive, packaging, textile and shoe industries. The purpose of this review is to address the environmental challenges of conventional polyurethane production and promote sustainable practices. By examining vegetable oils as natural modifiers, this study contributes to the development of environmentally friendly materials and processes and aligns with broader sustainability goals. Further research and development in this field is key to overcome the challenges and realize the full potential of vegetable oil-based polyurethanes in various industrial applications.

Conflict of interest: None declared.**Keywords:** Bioadhesives, Organic Chemistry, Decarbonization, Environment



"مقاله پژوهشی"

شناسایی و ارزیابی ریسک بهداشتی مواجهه شغلی با ترکیبات فرار (VOCs) و ترکیبات مورد استفاده در تولید حشره‌کش‌ها در یک شرکت تولیدی فرآورده‌های شیمیایی و ارائه راه کارهای کنترلی و پیشگیرانه

فریما صبحی^۱، فاطمه اردستانی^{۲*}

^۱ کارشناس ارشد گروه مهندسی شیمی، واحد قائم شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم شهر، ایران

^۲ دانشیار گروه مهندسی شیمی، واحد قائم شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم شهر، ایران

* نویسنده مسئول مکاتبات: Fatemehardestani1353@gmail.com

(دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۰۸/۲۶، پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۱۲/۱۱)

چکیده

در تحقیق حاضر، ریسک مواجهه شغلی با مواد شیمیایی در یک کارخانه تولید حشره‌کش به منظور تعیین مشاغل پر خطر و ارائه راه کارهایی برای کاهش ریسک بررسی شد. به منظور ارزیابی ریسک مواد شیمیایی از روش ارائه شده توسط انستیتو ایمنی و بهداشت شغلی سنگاپور استفاده گردید. ابتدا وظایف و فرآیندهای شغلی تعیین و درجه خطر و مواجهه کارکنان با هریک از مواد شیمیایی مشخص گردید. در نهایت با تعامل این دو پارامتر در فرمول نهایی، سطوح ریسک برای هر یک از مواد به دست آمد. نتایج نشان داد کارکنان تحت بررسی در این مطالعه با ۱۶ ماده شیمیایی شامل زایلن، وینیل استات، تولوئن، اتیل بنزن، نرمال بوتیل استات، نرمال هگزان، پروپیل بنزن، دی اتیل بنزن، تری متیل بنزن، سیکلوهگزان، متیل سیکلوهگزان، پرمترین، دی ترانس آلترین، تترامترین، سدیم نیتريت و سایپرمتترین در تماس می‌باشند. بالاترین ضریب ریسک را وینیل استات داشته و تولوئن، اتیل بنزن، متیل سیکلوهگزان، پرمترین، دی ترانس آلترین، تترامترین، سدیم نیتريت و سایپرمتترین نیز ریسک متوسط را برای تمامی شغل‌ها نشان دادند. کارکنان شاغل در سالن تولید به میزان بالایی در مواجهه با بخارات سمی وینیل استات قرار داشته‌اند. استفاده از سیستم تهویه مناسب، محصورسازی بالانس تانک‌ها به منظور کاهش انتشار بخارات و کاهش ساعت مواجهه افراد به عنوان راه کارهای کنترلی پیشنهاد می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی ریسک، صنایع تولید حشره‌کش، مواجهه شغلی، مواد شیمیایی

مقدمه

افراد در طی زندگی و به ویژه در محیط‌های کاری خود با مواد شیمیایی گوناگونی مواجه می‌باشند. برخی از این مواد شیمیایی دارای خطرهای بهداشتی بالقوه زیادی برای سلامتی بوده و مواجهه با آن‌ها می‌تواند باعث ایجاد اثرات مختلفی بر روی سلامتی کارگران گردد. اثرات بهداشتی ناشی از مواجهه با این مواد شیمیایی را می‌توان در سه گروه اثرات حاد یا مزمن، اثرات سیستمیک یا موضعی و اثرات برگشت-پذیر و غیرقابل برگشت طبقه‌بندی نمود. به منظور دستیابی به اهداف بهداشتی در جهت صیانت از نیروی کار، لازم است که مواجهه افراد با مواد شیمیایی و ریسک‌های ناشی از این مواد مورد بررسی قرار گیرد. برای تصمیم‌گیری در مورد اقدامات کنترلی و حفاظت کارکنان در برابر عوارض سوء ناشی از مواد شیمیایی، لازم است ریسک‌های بهداشتی ناشی از مواجهه با این مواد به طور اختصاصی مورد ارزیابی قرار گیرد. کلید و راه حل اصلی برای ارزیابی ریسک‌های مرتبط با مواجهه‌های شغلی و محیطی با مواد شیمیایی فرایند ارزیابی ریسک می‌باشد (۱و۲). در حال حاضر تعداد مواد شیمیایی شناسایی شده حدود ۱۸ میلیون ماده می‌باشد. سالانه ۱۰۰۰ تا ۲۰۰۰ ماده شیمیایی جدید نیز به این تعداد اضافه می‌شود و این در حالیست که سالانه یکصد هزار ماده شیمیایی متفاوت تولید یا استفاده می‌شود که فقط برای ده هزار نوع آن اطلاعات شیمیایی تهیه شده و از کل مواد شیمیایی شناسایی شده فقط ۱٪ آن مصرف عمومی دارد. بعضی از آمارهای سازمان جهانی بهداشت گویای این واقعیت است که ۴ میلیون نفر در سطح جهان در

صنایع شیمیایی مشغول به کار هستند به طوری که یک میلیون انسان در اثر تماس غیر ایمن با مواد شیمیایی دچار مرگ شده و یا از کار افتاده می‌گردند (۳). همچنین مواد شیمیایی زیادی وجود دارند که قبلاً به عنوان مواد بی خطر یا کم خطر برای انسان‌ها شناخته می‌شدند و بعداً به عنوان مواد سرطان زا (مانند آزبست) یا بانی اختلالات تناسلی (مانند تالیدومید) معرفی شدند (۴). نتایج مطالعه‌ای که توسط جهانگیری و همکاران انجام شد نشان داده که فرآیند تولید فوم از جمله صناعی است که در آن افراد با مواد شیمیایی گوناگونی مواجهه دارند. نتایج نشان داد کارکنان تحت بررسی در این مطالعه با ۷ ماده شیمیایی شامل تولوئن دی ایزوسیانات، پلی اتیلن گلیکول، اتیلن دی آمین، استات قطع (کاسموس)، متیلن کلراید و کلسیم کربنات در تماس می‌باشند. از بین موارد ذکر شده بالاترین ریسک را تولوئن دی ایزوسیانات در شغل اپراتورهای تولید فوم با ضریب ریسک ۳/۶۷ (اپراتوری کاتر) به خود اختصاص داد (۵). راهکارهایی همانند کاهش مدت زمان مواجهه با به کارگیری رویه‌های مدیریتی مانند گردش کاری بین افراد شاغل درون سالن تولید و شاغلین بیرون از سالن، رفع نشتی لوله و اتصالات میکسرها و مخازن‌ها و سرویس منظم دستگاه‌ها و اتصالات آن، نصب یک هود روی قسمت میکسرها، نصب سیستم تهویه در محل خشک کردن فوم‌ها، عدم به کارگیری کارکنان دارای مشکل تنفسی در سالن تولید و استفاده از وسایل حفاظتی مناسب به ویژه ماسک مخصوص (ماسک با فیلتر مخصوص برای بخارات آلی) می‌تواند تا حد زیادی باعث کاهش مواجهه شاغلین گردد (۶). در مطالعه‌ی

ملکوتی و همکاران در سال ۲۰۱۴ ارزیابی ریسک بهداشتی ناشی از مواجهه شغلی با مواد شیمیایی خطرناک در آزمایشگاه‌های مراکز آموزشی درمانی دانشگاه علوم پزشکی قم انجام شد. نتایج نشان دادند که ۴۲٪ از آزمایشگاه‌های بررسی شده از مواد شیمیایی خطرناک در آزمایش‌های خود استفاده نمی‌کردند. در این بررسی بیش‌ترین ریسک مربوط به آزمایشگاه‌های پاتولوژی به علت استفاده از فرمالدهید بود. به طور کلی ۲۶٪ از آزمایشگاه‌های تحت مطالعه دارای ریسک قابل توجه بودند (۷). در واحدهای تولید حشره کش‌ها، بنزن ریسک بالایی را نشان داده است (۸). در پالایشگاه نفت آبادان بررسی‌ها نشان داده که بنزن در تعداد قابل توجهی از واحدهای عملیاتی دارای ریسک بسیار بالا بوده و در حالی که تولوئن، اتیل بنزن و زایلن در تمام واحدها دارای ریسک بسیار کمی بودند (۹). در صنایع الکترونیکی، ریسک بالای مواجهه با نرمال هگزان گزارش شده است (۱۰). فن‌آوری‌های نوین از فرایندهای پیرولیز برای تولید سوخت‌های زیستی از توده‌های زیستی میکروجلبک‌ها همراه با حذف هیدروکربن‌های آروماتیک پلی سیکلیک از اکوسیستم‌های زیستی توسعه یافته است (۱۱). احتمال سرطان‌زایی این ترکیبات به ویژه ترکیبات گروه‌های 2A و 2B در انسان تایید شده است (۱۲). در یک مخلوط از ترکیبات شیمیایی خطرناک، ممکن است یک یا تعداد کمی از ترکیبات حاضر، مسئول ریسک بالای کل آن مخلوط باشند (۱۳). اثرات ترکیبی کروم، نیکل و هیدروکربن‌های آروماتیک پلی سیکلیک بر سلامت کارکنان شاغل در بسیاری از صنایع و از جمله تعمیرگاه‌های الکترومکانیکی و

واحدهای رنگ آمیزی خودروها و آزمایشگاه‌های آنالیز مواد شیمیایی تایید شده است (۱۴). اثرات بنزن بر سیستم هماتوپوئیک، سیستم تنفسی و ایمنولوژیک، التهاب، استرس اکسیداتیو و آسیب‌های DNA در کارکنان پالایشگاه‌های نفت و افرادی که در مناطق نزدیک به این پالایشگاه‌ها زندگی می‌کنند گزارش شده است (۱۴ و ۱۵). مطالعه ۳۰ منطقه ژئوگرافیکی جداگانه در زرنند کرمان در دو فصل زمستان و تابستان نشان داده که سطح مواد شیمیایی بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و زایلن در فصل تابستان در حد ۲۶ تا ۷۹ میکروگرم در متر مکعب بوده و در فصل زمستان به محدوده ۲۹ تا ۳۷ میکروگرم در متر مکعب رسیده است. همچنین پتانسیل تولید ازن نیز در تابستان تقریباً ۳ برابر زمستان بوده اما در هر دو فصل، به میزان ۱۰۰ میکروگرم در متر مکعب بیش‌تر از حدود مجاز توصیه شده از سوی سازمان بهداشت جهانی بوده است (۱۶).

در تحقیق حاضر ارزیابی ریسک مواجهه شغلی کارکنان با مواد شیمیایی در یک کارخانه تولید حشره کش به منظور تعیین مشاغل پر خطر و ارائه راهکارهایی در جهت کاهش ریسک مشاغل مورد بررسی انجام شده است.

مواد و روش‌ها

روش کار سنگاپور

روش ارزیابی نیمه کمی ریسک در یازده مرحله شامل تشکیل یک گروه کاری شامل نمایندگان از هر دو طرف مدیریت و کارگران، تجزیه فرایندها به وظایف کوچ‌تر، شناسایی و ثبت تمام مواد شیمیایی، تعیین ضریب مخاطره مواد، بازرسی دقیق و مصاحبه

مکعب بر دقیقه و ۲ ضریب پراکندگی بر حسب واحد بر ساعت و K فاکتور اشباع که برابر با ۱ و ۰/۵ می باشد. رابطه پیش‌بینی مواجهه تنفسی (رابطه ۳) برای عملیات روباز می‌تواند برای فرآیندهایی مانند تمیز کاری یک تانک غوطه وری و شست‌شو، تمیزکاری و چربی زدایی سطوح فلزات مورد استفاده قرار گیرد.

$$C_{eq} = \frac{720 V_p \left(\frac{1}{MW} + \left(\frac{1}{29} \right)^{0.25} \right)}{MW^{0.16} Q K \Delta X^{0.25}} \quad (۲)$$

فرض می‌شود دمای مواد و دمای هوای موجود در محل برابر با ۲۹۸ کلوین و فشار هوا برابر یک اتمسفر باشد. سرعت جریان هوا ۸/۵۰ سانتی‌متر بر ثانیه در جهت موازی با استخر و مایع درون آن در نظر گرفته می‌شود. ضمناً فرض می‌شود که شرایط پایدار حاکم است. گرمای مورد نیاز برای تبخیر به وسیله محیط اطراف تامین می‌شود. پراکندگی و لبریز از لبه‌های استخر و در جهت جریان هوا ناچیز و قابل چشم پوشی است. هیچ گونه اختلاط در سطح روی استخر مایعات وجود ندارد. هیچ تهویه موضعی یا مانع فیزیکی در لبه‌های استخر وجود ندارد. قانون گاز ایده آل برقرار است (۱۷).

تخمین میزان مواجهه کارگر با مایعات داخل استخرهای تبخیر یا جوش

مدل پخش آلودگی به شکل استخوری در نظر گرفته می‌شود که مواد شیمیایی در داخل آن ریخته شده‌اند. معادله ۴ برای تخمین سرعت تبخیر و فرار یک مایع از داخل یک ظرف روباز استفاده می‌شود.

$$Q_m = \frac{MKAP_{sat}}{R_g T_L} \quad (۴)$$

که در آن Q_m سرعت تبخیر بر حسب کیلوگرم بر ثانیه، M وزن مولکولی آلاینده بر حسب کیلوگرم بر

با کارکنان در حین بازرسی، تعیین میزان مواجهه برای کارگرانی که در معرض مواد شیمیایی سمی قرار می گیرند، تعیین ضریب مواجهه و ضریب ریسک، اجرای اقدامات اصلاحی برای شغل‌های پر ریسک، مستند سازی ارزیابی‌ها و در صورت لزوم بازنگری ارزیابی‌ها اجرا می‌گردد.

تعیین ضریب مواجهه با استفاده از تخمین در

روش سنگاپور

در این روش میزان مواجهه بر حسب ppm محاسبه می‌شود. میزان مواجهه به دست آمده می‌تواند با مقادیر حدود مواجهه مجاز درازمدت^{۲۰} مقایسه شده و برای به دست آوردن ضریب مواجهه (ER) استفاده شود. لازم به ذکر است که اگر مواجهه کم‌تر از ۸ ساعت باشد، میزان مواجهه بایستی قبل از مقایسه با حدود مواجهه مجاز دراز مدت با استفاده از رابطه ۱ به متوسط وزنی- زمانی ۸ ساعته (C_{TWA}) تبدیل شود:

$$C_{TWA} = \frac{C_1 T_1 + C_2 T_2 + \dots + C_n T_n}{8} \quad (۱)$$

که در آن C غلظت مواجهه (ppm) و T زمان مواجهه (hr) می‌باشد.

این رابطه برای پیش‌بینی مواجهه تنفسی در هریک از عملیات نقل و انتقال نظیر بار کردن تانکرها شبکه‌ها مناسب می‌باشد.

$$C_{ppm} = \frac{(1.67 \times 10^4)(V_p \times V \times f \times r)}{Q \times K} \quad (۲)$$

C_{ppm} غلظت آلاینده بر حسب ppm، V_p فشار بخار بر حسب اتمسفر (atm)، f فاکتور اشباع که برابر با ۱ و ۰/۵ می‌باشد، Q فاکتور تهیه بر حسب متر

²⁰ PEL-Long Term

کیلومول، K ضریب انتقال جرم، A سطح تماس یا سطح استخر حاوی مایع (متر مربع)، P_{sat} فشار بخار اشباع مایع (پاسکال)، R_g ثابت عمومی گازهای کامل و T_L دمای مایع بر حسب کلین است.

تعیین ضریب مخاطره

مخاطرات ناشی از یک ماده شیمیایی به میزان سمیت و نحوه مواجهه بستگی دارد. ضریب مخاطره می تواند با توجه به تأثیرات سمی مواد شیمیایی تعیین گردد (جدول ۱).

تعیین ضریب مواجهه

ضریب مواجهه هم می تواند از طریق تعیین سطح مواجهه واقعی و هم می تواند از طریق تعیین شاخص های مواجهه به دست آید (۱۸).

جدول (۱): ضریب مخاطره

درجه خطر	توصیف درجه خطر با استفاده از اثرات سمی یا عوارض زیان آور مواد شیمیایی	مثال
۱	- بدون تأثیرات نامطلوب بر سلامتی - سرطان زایی A5 (ACGIH) - جزء مواد سمی و مضر نیست	کلرید سدیم، بوتان، استات بوتیل، کربنات کلسیم
۲	- تأثیرات نامطلوب بر مخاط و پوست (بدون شدت زیاد) - سرطان زایی A4 (ACGIH) - ایجاد حساسیت و تحریک برای پوست	استون، بوتان، اسیداستیک (۱۰٪)، املاح باریوم و ...
۳	- امکان سرطان زایی و جهش زایی در انسان یا حیوان - سرطان زایی A3 (ACGIH) - گروه 2B (IARC) - ماده خورنده ($PH < 9$ یا $PH < 3$) - تحریک تنفسی و جزء طبقه بندی مواد مضر	تولون، گزین، آمونیاک، اتانول، استالددید، آنیلین، آنتیموان
۴	- احتمال سرطان زایی، جهش زایی و اختلالات ژنتیکی (بر اساس مطالعات انجام شده بر روی موجودات آزمایشگاهی) - سرطان زایی 2A (IARC) - گروه B (NTP) - ماده خیلی خورنده ($PH < 2$ یا $PH < 14/5$) - سرطان زا، جهش زا و بانی اختلالات ژنتیکی در نوزادان	فرمالددید، کادمیوم، متیلن کلراید
۵	- سرطان زایی A1 (ACGIH) - گروه ۱ (IARC) - گروه A (NTP) - ماده خیلی سمی	اتیلن اکساید، آکریلونیتریل

الف - تعیین ضریب مواجهه با استفاده از تعیین سطح مواجهه واقعی

مواقعی که نتایج حاصل از نمونه‌برداری و پایش هوا قابل دسترسی باشد، متوسط وزنی - زمانی هفتگی مواجهه (TWA_{week}) با استفاده از رابطه ۵ تخمین زده می‌شود.

$$E = \frac{F \times D \times M}{W} \quad (5)$$

که در آن E میزان مواجهه هفتگی بر حسب ppm، F تکرار مواجهه در هفته (تعداد در هفته)، M شدت مواجهه بر حسب ppm، W متوسط ساعت کار در هفته (۴۰ ساعت) و D متوسط طول مدت هر مواجهه (ساعت) می‌باشد.

تعیین ضریب ریسک

پس از تعیین ضریب مخاطره و ضریب مواجهه، ضریب ریسک طبق رابطه ۶ به دست می‌آید.

$$RR = \sqrt{(HR \times ER)} \quad (6)$$

که در آن RR ضریب ریسک، HR ضریب مخاطره و ER ضریب مواجهه است. ریسک هر وظیفه و رتبه‌بندی آن با توجه به جدول ۲ تعیین می‌شود.

جدول (۲): ضریب ریسک

رتبه	ضریب ریسک
ناچیز	۰-۱/۷
کم	۱/۷-۲/۸
متوسط	۲/۸-۳/۵
زیاد	۳/۵-۴/۵
خیلی زیاد	۴/۵-۵

نتایج پایش هوا برای وینیل استات و زایلن موجود بود و به همین دلیل برای این دو ماده از روش تعیین ضریب مواجهه با استفاده از تعیین سطح واقعی استفاده شد. برای محاسبه ضریب مواجهه از داده‌هایی مانند تکرار مواجهه (F)، شدت مواجهه (M)، متوسط ساعت کار در هفته (W)، متوسط طول مدت هر مواجهه (D) استفاده شد. داده‌های نام برده در فرمول میزان مواجهه هفتگی قرار داده شد. سپس میزان مواجهه هفتگی به دست آمد. در نهایت با مقادیر مواجهه مجاز بلند مدت (PEL) مقایسه شد و ضریب مواجهه (ER) بدست آمد. ضریب مخاطره (HR) نیز به کمک دز کشنده مواد شیمیایی (LD_{50}) و غلظت کشنده مواد شیمیایی (LC_{50}) به دست آمد. این محاسبات برای همه افراد مشغول در سالن حشره‌کش به طور مجزا انجام شد و در نهایت با استفاده از فرمول ارزیابی ریسک، میزان سمیت وینیل استات و زایلن مشخص گردید (۱۹).

ب- تعیین ضریب مواجهه با استفاده از تعیین شاخص‌های مواجهه

برای ارزیابی ریسک مواد شیمیایی که نتایج پایش هوا برای آن‌ها وجود ندارد از روش تعیین ضریب مواجهه با استفاده از تعیین شاخص‌های مواجهه استفاده شد. شاخص‌ها شامل فشار بخار، نسبت OT/PEL، میزان کنترل آلاینده، مقدار ماده مورد مصرف در هفته، ساعت کاری در هفته می‌باشد. هر کدام از این شاخص‌ها اندازه‌گیری شد و EI آن مشخص شد و به کمک آن‌ها ضریب مواجهه به دست آمد. برای به دست آوردن ضریب مخاطره نیز از دز کشنده مواد شیمیایی (LD_{50}) و غلظت کشنده مواد شیمیایی (LC_{50}) استفاده شد و در

نهایت ضریب مخاطره و ضریب مواجهه در فرمول ضریب ریسک قرار داده شد. ضریب ریسک به دست آمده نشان دهنده سمیت آن ماده شیمیایی است.

یافته‌ها

بررسی سمیت وینیل استات

جدول (۳): ارزیابی ریسک وینیل استات برای مشاغل مختلف در واحد تولید حشره کش‌ها

افراد	تکرار مواجهه در هفته (F)	شدت مواجهه (M)	متوسط طول مدت هر مواجهه (D)	میزان مواجهه هفتگی (E)	E/PEL	ضریب مواجهه (ER)	ضریب ریسک (RR)	ارزیابی
افسر HSE	۵۸	۶/۷۸	۶	۵۸/۹۸	۵/۸۹	۵	۳/۸۷	زیاد
اپراتور پرکن	۱۹۵	۶/۷۸	۱۴	۴۶۲/۷۳	۴۶/۲۷	۵	۳/۸۷	زیاد
کارشناس تولید	۹۲	۶/۷۸	۸/۷۵	۱۳۶/۴۴	۱۳/۶۴	۵	۳/۸۷	زیاد
فنی کار	۱۴	۶/۷۸	۸/۸	۲۰/۸۸	۲/۰۸	۵	۳/۸۷	زیاد
تدارکات	۲۱	۶/۷۸	۴/۷۵	۱۶/۹	۱/۶۹	۴	۳/۴۶	زیاد
کنترل کیفی	۶۱	۶/۷۸	۳	۳۱/۰۳	۳/۱	۵	۳/۸۷	زیاد
سرپرست کنترل کیفی	۶۰	۶/۷۸	۵	۵۰/۸۵	۵/۰۸	۵	۳/۸۷	زیاد
سرپرست تولید	۱۵	۶/۷۸	۱/۲۵	۳/۱۷	۰/۳۱	۲	۲/۴۴	متوسط
کمک انبار دار	۹۰	۶/۷۸	۲	۳۰/۵۱	۳/۰۵	۵	۳/۸۷	زیاد
پالت زن	۴	۶/۷۸	۳/۵	۲/۳	۰/۲۳	۲	۲/۴۴	کم

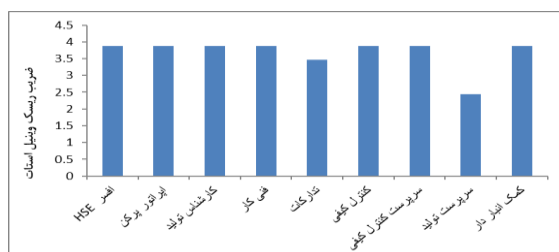
نمودار ضریب ریسک وینیل استات (شکل ۱)

نشان می‌دهد که ضریب ریسک این ماده شیمیایی تقریباً برای همه پرسنلی که با این ماده مواجهه دارند زیاد بوده است.

بررسی سمیت زایلن

جدول ۴ مربوط به ارزیابی ریسک زایلن برای مشاغل کاری مختلف در واحد تولید حشره کش‌ها را

ارائه می‌دهد. حد مجاز تعریف شده برای زایلن ۱۰۰ می‌باشد.



شکل (۱): ضریب ریسک وینیل استات برای مشاغل مختلف در واحد تولید حشره کش‌ها

جدول (۴): ارزیابی ریسک برای زایلین برای مشاغل مختلف در واحد تولید حشره کش‌ها

افراد	تکرار مواجهه در هفته (F)	شدت مواجهه (M)	متوسط طول مدت هر مواجهه (D)	میزان مواجهه هفتگی (E)	E/PEL	ضریب مواجهه (ER)	ضریب ریسک (RR)	ارزیابی
افسر HSE	۵۸	۰/۰۷۶	۶	۰/۶۶	۰/۰۰۶۶	۱	۱/۴۱	کم
اپراتور پرکن	۱۹۵	۰/۰۷۶	۱۴	۵/۱۸	۰/۰۵	۱	۱/۴۱	کم
کارشناس تولید	۹۲	۰/۰۷۶	۸/۷۵	۱/۵۲	۰/۰۱	۱	۱/۴۱	کم
فنی کار	۱۴	۰/۰۷۶	۸/۸۰	۰/۲۳	۰/۰۰۲۳	۱	۱/۴۱	کم
تدارکات	۲۱	۰/۰۷۶	۴/۷۵	۰/۱۸	۰/۰۰۱۸	۱	۱/۴۱	کم
کنترل کیفی	۶۱	۰/۰۷۶	۳	۰/۳۴	۰/۰۰۳۴	۱	۱/۴۱	کم
سرپرست کنترل کیفی	۶۰	۰/۰۷۶	۵	۰/۵۷	۰/۰۰۵۷	۱	۱/۴۱	کم
سرپرست تولید	۱۵	۰/۰۷۶	۱/۲۵	۰/۰۳	۰/۰۰۰۳	۱	۱/۴۱	کم
کمک انبار دار	۹۰	۰/۰۷۶	۲	۰/۳۴	۰/۰۰۳۴	۱	۱/۴۱	کم
پالت زن	۴	۰/۰۷۶	۳/۵	۰/۰۲	۰/۰۰۰۲	۱	۱/۴۱	کم

بررسی سمیت بخارات ایستگاه‌های کاری ۱ تا ۷

ساعت کاری در هفته معادل با ۴۸ ساعت و EI ساعت کاری در هفته برابر با ۵ در نظر گرفته شد.

در جدول ۵ و شکل ۲ نتایج ارزیابی ریسک بخارات و مواد شیمیایی که نتایج پایش هوای آن‌ها موجود نبوده ارائه شده است. برای به دست آوردن ضریب مواجهه و در نهایت ضریب ریسک این مواد از شاخص‌های مواجهه استفاده شده است.

در این بررسی‌ها وضعیت میزان کنترل آلاینده "کنترل کافی همراه با نگهداری نامنظم" در نظر گرفته شد. میزان کنترل آلاینده (EI) برابر با ۲ و

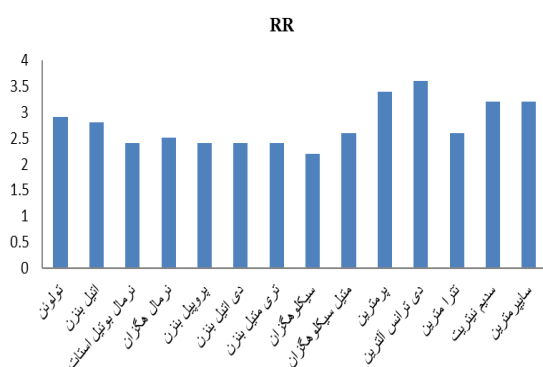
جدول (۵): ارزیابی ریسک بخارات و مواد شیمیایی در ایستگاه‌های کاری ۱ تا ۷

ماده شیمیایی	فشار بخار (اتمسفر)	EI فشار بخار	نسبت OT/PEL	مقدار ماده مصرفی در هفته	EI مقدار ماده مصرفی در هفته	HR	ER	RR	ارزیابی
تولوئن	۲۸/۴	۴	۰/۱۶	-	-	۳	۲/۹۹	۲/۹	متوسط
اتیل بنزن	۶/۹	۳	-	-	-	۳	۲/۷۸	۲/۸	متوسط
نرمال بوتیل استات	۱۵	۴	۰/۲۲	-	-	۲	۲/۹۹	۲/۴	کم
نرمال هگزان	۴۰	۴	-	-	-	۲	۳/۳۷	۲/۵	کم
پروپیل بنزن	۹/۹۷	۳	-	-	-	۲	۳/۰۷	۲/۴	کم
دی اتیل بنزن	۱/۰۸	۳	-	-	-	۲	۳/۰۷	۲/۴	کم

شناسایی و ارزیابی ریسک بهداشتی مواجهه شغلی با ترکیبات فرار (VOCs) و ترکیبات مورد استفاده ... صبحی و اردستانی

تری متیل بنزن	۲/۱	۳	-	-	-	۲	۳/۰۷	۲/۴	کم
سیکلو هگزان	۷۸	۴	-	-	-	۲	۲/۵۱	۲/۲	کم
متیل سیکلو هگزان	۱۱۲/۵۰	۵	-	-	-	۲	۳/۶۳	۲/۶	متوسط
پرمترین	۶۷۵/۰۵	۵	-	۱۳۸۰۰	۵	۳	۳/۹۷	۳/۴	متوسط
دی ترانس آلترین	-	-	-	۱۳۸۰۰	۵	۳	۳/۶۳	۳/۶	متوسط
تترا مترین	-	-	-	۱۳۸۰۰	۵	۲	۳/۶۳	۲/۶	متوسط
سدیم نیتريت	-	-	-	۱۳۸۰۰	۵	۴	۳/۶۳	۳/۲	متوسط
سایپر مترین	۳/۲×۱۰ ^{-۸}	۱	-	۱۳۸۰۰	۵	۴	۲/۶۵	۳/۲	متوسط

افزایش فاکتورهای خطرناک بیماری‌های عروق کرونری بوده است.



شکل (۲): ارزیابی ریسک بخارات و مواد شیمیایی در ایستگاه‌های کاری ۱ تا ۷

مطالعات متعدد اثرات گشادکنندگی عروق، توسط نیتريت در دوزهای پایین در موش‌های صحرایی، گوسفند، سگ، پریمات و انسان را تایید کرده است. در حالتی که اکسیژن به میزان کافی باشد اکسید ازت و دی اکسید نیتروژن را از آرژنین تولید می‌کند. مقداری از این اکسید ازت به ماهیچه‌های صاف رسیده و باعث اتساع عروق می‌شود. در حالی که مقداری از آن در خون به نیترات و در بافت به نیتريت تبدیل می‌شود. اثرات سمیت اکسید ازت به طور مستقیم، نسبتاً زیاد نمی‌باشد. اما در اثر واکنش با سوپر اکسایدها و تشکیل پروکسی نیتريت، اثر سمیت آن به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد (۲۲).

در حالی که برخی از مطالعات ثابت نکردند که تولون هماتوتوکسیسیته ایجاد می‌کند یا شواهد قطعی دال بر آسیب خونی دائم و بیماری‌های خونی از مواجهه با تولون وجود ندارد برخی از تحقیقات، نتایج متفاوتی را گزارش کرده‌اند. لوکوپونی، لنفوسیتوز، ماکروسیتوزیس، ائوزینوفیلیا و در برخی موارد آنمی آپلاستیک طی تماس با تولون گزارش شده است. هرچند که برخی اعتقاد دارند این آسیب‌ها احتمالاً به علت ناخالصی بنزن است (۲۰ و ۲۱).

سرطان‌زایی و جهش‌زایی نیتروزآمین‌ها در بسیاری از حیوانات به اثبات رسیده است و از این رو در خصوص تولید این ماده در فرآورده‌های گوشتی عمل‌آوری‌شده نگرانی‌های زیادی وجود دارد. هنگامی که pH معده اسیدی باشد و باکتری‌های روده‌ای در روده موجود باشند، نیتريت به آسانی با آمین‌های ثانویه و آمیدها واکنش می‌دهد و ترکیبات سرطان‌زای N-nitrose را تولید می‌کند. به نظر می‌رسد که سطح نیتريت بدن پستانداران به صورت حفاظت شده می‌باشد. در انسان‌ها نیتريت پلاسما در محدوده ۱۲۱ تا ۳۵۰ نانومول قرار دارد و کاهش این میزان همراه با اختلال اندوتلیال و

افزایش متوسط تعداد لنفوسیت‌ها و کاهش هموگلوبین در کارگرانی که در مواجهه طولانی مدت و مزمن با حلال‌های حاوی اتیل بنزن با غلظت ۱/۶۴ ppm بوده‌اند مشاهده شده است (۲۱). با این حال در برخی از مطالعات، عوارض خونی ناشی از مواجهه با غلظت‌های پایین اتیل بنزن دیده نشده است. به طور مثال عوارض خونی در کارگران مرد شاغل در مرکز تولید اتیل بنزن (غلظت ۶/۴ میلی گرم در متر مکعب) در طی یک دوره ۲۰ ساله دیده نشد (۲۱).

با توجه به موارد ذکر شده و با توجه به سمیت زیاد وینیل استات (درجه خطر ۳) و از طرفی بالا بودن درجه مواجهه ($ER=5$)، سمیت متوسط تولوئن (درجه خطر ۳) و درجه مواجهه ($ER=2.99$)، سمیت متوسط اتیل بنزن (درجه خطر ۳) و درجه مواجهه ($ER=2.78$)، سمیت متوسط پرمترین (درجه خطر ۳) و درجه مواجهه ($ER=3.97$)، سمیت متوسط دی ترانس آلترین (درجه خطر ۳) و درجه مواجهه ($ER=3.63$)، سمیت متوسط سدیم نیتريت (درجه خطر ۴) و درجه مواجهه ($ER=3.63$)، سمیت متوسط سایپرمتترین (درجه خطر ۴) و درجه مواجهه ($ER=2.65$) برای کاهش ریسک بهداشتی این مواد و بخارات می‌توان از طریق کاهش درجه مواجهه با طراحی سیستم تهویه مناسب و استفاده از وسایل حفاظت فردی به طور منظم و کاهش زمان مواجهه و تعبیه تهویه مناسب اقدام نمود.

نتیجه‌گیری

ارزیابی ریسک بهداشتی بخارات و مواد شیمیایی در واحد تولید حشره‌کش به روش ارائه شده توسط انستیتو ایمنی و بهداشت شغلی سنگاپور انجام گردید. نتایج تحقیق حاضر نشان داد که ضریب

ریسک (سمیت) بخار وینیل استات برای اکثر کارکنان و کارگران سالن تولید حشره‌کش زیاد است. ضریب ریسک برای بخارات تولوئن، اتیل بنزن، متیل سیکلوهگزان و مواد شیمیایی پرمترین، دی ترانس آلترین، تتراترین، سدیم نیتريت و سایپرمتترین متوسط می‌باشد. ضریب ریسک بخارات زایلن، نرمال بوتیل استات، نرمال هگزان، پروپیل بنزن، دی اتیل بنزن، تری متیل بنزن، سیکلوهگزان برای همه کارکنان و کارگران سالن تولید حشره‌کش کم است. راهکارهای مدیریتی برای کاهش مدت زمان مواجهه افراد با بخارات و مواد شیمیایی با خطر زیاد و متوسط شامل گردش کاری افراد در بخش‌های مختلف، تعمیرات و نگهداری مناسب تجهیزات تولید، رفع نشتی لوله و اتصالات میکسرها و مخازن-ها، بررسی مداوم وضعیت سلامتی کارکنان و الزام به استفاده از ماسک‌های فیلتردار، نصب هود و سیستم تهویه مناسب در قسمت میکسرها و محل خشک کردن فوم‌ها می‌تواند ریسک مواجهه با این مواد را تا حد زیادی کاهش دهد.

تضاد منافع

تضاد منافی در این مطالعه وجود ندارد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله مراتب سپاس و تشکر خود را از معاونت محترم پژوهش و فناوری دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم‌شهر به جهت فراهم نمودن امکانات علمی و آزمایشگاهی در راستای اجرای این پروژه اعلام می‌نمایند.

منابع

- impact: Pyrolysis performances and life cycle assessment. *J. Clean. Prod*; 355: 131768.
- [12] Jameson, C.W., 2019, Polycyclic aromatic hydrocarbons and associated occupational exposures. In *Tumour Site Concordance and Mechanisms of Carcinogenesis*. International Agency for Research on Cancer (IARC): Lyon, France; 7: 59-64.
- [13] Drakvik, E., Altenburger, R., 2020, Statement on advancing the assessment of chemical mixtures and their risks for human health and the environment. *Environ. Int*; 134: 105267.
- [14] Colman Lerner, JE., Elordi, ML., 2018, Exposure and risk analysis to particulate matter, metals, and polycyclic aromatic hydrocarbon at different workplaces in Argentina. *Environ. Sci. Pollut. Res*; 25: 8487-8496.
- [15] Cordiano, R., Papa, V., 2022, Effects of Benzene: hematological and hypersensitivity manifestations in resident living in oil refinery areas. *Toxics*; 10(11): 678.
- [16] Maria, L., Ledda, C., 2022, Biological monitoring of exposure to benzene in port workers. *Frontiers (Front) in Public Health*.
- [17] Malakootian, M., Maleki, S., 2022, Source identification, spatial distribution and ozone formation potential of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BTEX) emissions in Zarand, an industrial city of southeastern Iran. *Journal of Air Pollution and Health*; 7(3): 217-232.
- [18] Karimi Zeverdegani, S., Barakat, S., 2016, Chemical risk assessment in a chemical laboratory based on three different techniques. *Journal of Occupational Health and Epidemiology*; 5(3):168-175.
- [19] Karimi, A., Slukloei, J., 2014, Designing SQCRA as a software to semiquantitative chemical risk assessment in workplace. *Journal of Occupational Hygiene Engineering*; 1(2):47-56.
- [20] Karimi Zeverdegani, S., Barakat, S., 2016, Chemical risk assessment in a chemical laboratory based on three different techniques. *Journal of Occupational Health and Epidemiology*; 5(3):168-175.
- [21] Abouee-Mehrizi, A., Saed-Moucheshi, Sh., 2023, Toxicological effects of simultaneous exposure to Toluene and noise
- [1] Abbas, M., Zakaria, A., 2017, Implementation of Chemical Health Risk Assessment (CHRA) program at Chemical Laboratories of a University. *Journal of Safety Studies*; 3(1): 53-72.
- [2] Cai, Y., Li, F., 2018, Occupational Health Risk Assessment in the Electronics Industry in China Based on the Occupational Classification Method and EPA Model. *International journal of environmental research and public health*. 15(10): 2061.
- [3] Jahangiri, M., parsarad, M., 2011, Health risk assessment of harmful chemicals: case study in a petrochemical industry iran occupational risk; 7(4): 18-24. [Persian].
- [4] Jnem, V., 2010, Onubeze DPM. Toluene diisocyanate-linked occupational airflow obstruction and peak expiratory flow rate patterns among foam makers. *African Journal of Respiratory Medicine*; 5: 12-6.
- [5] Jahangiri, M., parsarad, M., Health risk assessment of harmful chemicals: case study in a petrochemical industry iran occupational risk. 2011; 7(4): 18-24. [Persian].
- [6] Herber, RFM., Duffus, JH., 2001, Risk assessment for occupational exposure to chemicals. A review of current methodology. *Pure and Applied Chemistry*; 73(6): 993-1031.
- [7] Malakouti, J., Jang, S., 2014, Health risk assessment of occupational exposure to hazardous chemicals in laboratories of Qom University of Medical Sciences. *Iran Occupational Health*; 11(2).
- [8] Laal, F., Hormozi, M., 2017, Health risk assessment of occupational exposure to harmful chemical agents in a pesticide manufacturing plant. *J Occup Health Epidemiol*; 6 (3) :171-177
- [9] Jalilian, S., Sabzalipour, S., 2022, Health Risk Assessment of Occupational Exposure of Refinery Unit Site Workers to BTEX in an Oil Refinery Company. *J Health Sci Surveillance Sys*; 10(1):134-141.
- [10] Zhu, J., Su, Sh., 2022, Application of multiple occupational health risk assesmentmodels in the prediction of occupational health risks of n-Hexan in the air-conditioned closed workshop. *Frontiers (Front) in Public Health*.
- [11] Li, G., Hu, R., 2022, Cultivation of microalgae in adjusted wastewater to enhance biofuel production and reduce environmental

on some sexual and stress parameters in New Zealand white rabbits. *Pollution*; 9(1): 126-138.

[22] Zhang, Zh., Liu, X., 2022, Hematological effects and benchmark doses of long-term co-exposure to Benzene, toluene, and Xylenes in a follow-up study on petrochemical workers. *Toxics*; 10(9): 502.

[23] Cai, H., Shen, Ch., 2023, Seasonal variability, predictive modeling and health risks of N-nitrosamines in drinking water of Shanghai. *Science of the Total Environment*. 857 (2): 159530.

Identification and risk assessment for occupational exposure to volatile organic compounds (VOCs) and insecticides in a chemical process plants with introducing corrective and prevention actions

Farima Sobhi¹, Fatemeh Ardestani^{2*}

¹MSc, Department of Chemical Engineering, Ghaemshahr Branch, Islamic Azad University, Ghaemshahr, Iran

²Associate Professor, Department of Chemical Engineering, Ghaemshahr Branch, Islamic Azad University, Ghaemshahr, Iran

*Corresponding author: FatemeHardestani1353@gmail.com

(Received: 16 November 2024, Accepted: 1 March 2025)

Abstract

Insecticide manufacturing industry is one of the processes in which people and personnel are exposed to a lot of chemicals. This study evaluated the risk of occupational exposure to chemicals in an insecticide factory in order to determine dangerous jobs and provide some solutions to reduce the risk of them. This study is cross-sectional and it was carried out in one of the insecticide production industries. The method of the Institute of Occupational Safety and Health of Singapore was used to assess the risk of chemicals. For this purpose, at first, job duties and job processes were determined and the degree of exposure of employees to each of the identified chemicals was evaluated. Finally, by interaction of these two parameters in the final formula, the risk levels were obtained for each material. The results showed that the under-study employees are in contact with 16 chemicals including xylene, vinyl acetate, toluene, ethyl benzene, normal butyl acetate, normal hexane, benzene propyl, diethyl benzene, trimethyl benzene, promethrin, detrans althrin, tetramethrin, sodium nitrite and cypermethrin. Among the mentioned cases, the highest risk was recorded for vinyl acetate for all jobs and also it was found that toluene, ethyl benzene, methyl cyclohexane, permethrin, detrans althrin, tetramethrin, sodium nitrite and cypermethrin had the average risk. Employees working in the production hall have been exposed to high levels of toxic vinyl acetate vapors. Using a proper ventilation system, and closing the balance tanks to control the vapor emissions could reduce people's exposure time and was recommended as a preventing method.

Conflict of interest: None declared.

Keywords: Chemical risk assessment, Insecticide production industrie, Occupational exposure, Chemicals



"مقاله پژوهشی"

مطالعه ریز دماسنجی و بررسی خواص شیمیایی و فیزیکی سیالات درگیر برای تعیین منشاء کانسار باریت آب ترش

حسین کلاتر هرمزی^{۱*}، آرمین ملائی^۲، تارا ملائی^۳

^۱مدیریت مهندسی نفت، شرکت مهندسی و توسعه نفت، شرکت ملی نفت ایران، تهران، ایران

^۲گروه مهندسی نفت، واحد گچساران، دانشگاه آزاد اسلامی، گچساران، ایران

^۳گروه مهندسی شیمی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران

*نویسنده مسئول مکاتبات: Email:h.kalantar.h@gmail.com

(دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۰۹/۲۴، پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۱۲/۲۲)

چکیده

باریت می‌تواند در محیط‌های مختلف زمین‌شناسی تشکیل شود، به طوری که در طیف گسترده‌ای از انواع کانسارها یافت می‌شود. برای تعیین منشأ و شرایط فیزیکی و شیمیایی تشکیل کانسار باریت آب ترش، مطالعه جامعی با استفاده از روش‌های پتروگرافی و میانبارهای سیال انجام شد. سیالات درگیر بطور عمده در تعیین ترکیب شیمیایی و شرایط ترمودینامیکی حاکم بر سیالات فعال در فرآیندهای زمین‌شناسی مورد استفاده قرار می‌گیرند. کانی‌سازی باریت در آب ترش به صورت یک رگه‌چینه کران در واحدهای سنگی کربناتی سنونین رخ می‌دهد. باریت با کوارتز و مقادیر جزئی مالاکیت، کریزوکولا، اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز، گالن، آزوریت، فلوریت، پیریت و بورنیت همراه است. کاهیدگی ترموشیمیایی سولفات (TSR) محتمل‌ترین مکانیسم برای تشکیل گوگرد کاهیده در گالن است. محدوده شوری و دمای همگن‌شدگی در میانبارهای سیال با میزبان باریت و کوارتز (به ترتیب ۱۹/۳-۲/۷ درصد وزنی معادل NaCl و ۱۱۰-۲۷۵ °C) نشان می‌دهد که سیالات حوضه‌ای با مشارکت آب‌های جوی منبع محلول‌های کانی‌ساز بوده است. داده‌های میانبارهای سیال نشان می‌دهد که دو اختلاط سیال رخ داده است: یکی بین شوراب‌های حوضه‌ای داغ و آب‌های جوی سرد، و دیگری بین آب‌های جوی گرم و آب‌های جوی سرد. تخمین زده می‌شود که سیالات داغ از عمق حداکثر حدود ۹ کیلومتری مشتق شده‌اند. در این مطالعه، کانسار آب ترش به عنوان یک کانسار باریت وابسته به ساختار (ناپیوستگی) طبقه بندی می‌شود. نتیجه آن که گسلش شدید و برشی شدن سنگ‌های میزبان حاصل از نیروهای تکتونیکی فشارشی پس از کرتاسه، احتمالاً مجاری مورد نیاز برای مهاجرت رو به بالای سیالات کانی‌ساز عمیق از منبع شوراب‌های حوضه‌ای را فراهم کرده است. باریت در جایی تشکیل شده است که سیالات گرمابی بالارو داغ و حاوی Ba با آب‌های فسیلی سردتر و حاوی سولفات که در لایه‌های رسوبی سنونین فوقانی محبوس بودند، و یا آب‌های جوی فرورو سرد که سولفات را از واحدهای سنگی دارای تبخیری‌ها کسب کرده‌اند، مواجه شدند. نتایج این تحقیق می‌تواند تا حدود زیادی در تعیین و شناخت کلی انواع کانسارهای باریت ایران و آگاهی از شرایط کانی‌سازی باریت در کشور مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: باریت؛ سیالات درگیر؛ دما؛ کانسار؛ آب ترش

مقدمه

باریت یک کانی است که از سولفات باریم (BaSO_4) تشکیل شده است. نام باریم (barium) از کلمه یونانی باروس (barus) به معنای سنگین گرفته شده است. باریت و ویتريت (BaCO_3) کانی‌های رایج باریم هستند. به دلیل فراوانی بیش‌تر نسبت به ویتريت، باریت کانی اصلی مورد استفاده در صنعت است. باریت در بسیاری از نواحی جهان یافت شده و در کشورهای زیادی استخراج و فرآوری می‌شود. باریت در طبیعت به صورت توده‌های دانه‌ای یا بلوری، ندول‌ها، تجمعات گل مانند و همچنین به صورت لایه‌های نازک تا توده‌ای ریز بلور ظاهر می‌شود. وزن مخصوص، بلوری بودن و رخ آن، باریت را از سایر کانی‌ها متمایز می‌کند. باریت در نهشته‌های مختلفی مانند حفره پرکن، برجای مانده از سنگ‌های آهکی حاوی باریت، و لایه‌ای وجود دارد (۲). کانسنگ‌های باریت در کانسارهای مختلف، عیار متفاوتی دارند. باریت یک کانی باطله رایج در سایر کانسارها مانند سرب و روی، فلوریت، طلا و کانی‌های عناصر نادر خاکی است. باریت در آب نسبتاً نامحلول و از نظر شیمیایی بی‌اثر است. به همین دلیل، و نیز چگالی بالا، باریت یک ماده ایده‌آل برای استفاده در صنایع نفت، اتومبیل‌سازی، رنگ‌سازی، پزشکی و غیره می‌باشد. باریت (BaSO_4) فراوان‌ترین کانی باریم در پوسته زمین است. دارای تقارن اورتورومبیک است، بلورهای خوبی را تشکیل می‌دهد و رخ خوبی دارد (در امتداد ۰۰۱ عالی). وزن مخصوص آن در حالت خالص gr/cm^3 ۵/۴ و سختی آن در مقیاس سختی موس ۳ تا ۳/۵ است. باریت دارای رنگ‌های متنوع شامل زرد، سفید،

قهوه‌ای، خاکستری، آبی و بی‌رنگ می‌باشد. رنگ خاکه سفید و جلای شیشه‌ای تا مرواریدی آن نیز شاخص است.

جستجوی انجام شده درباره موضوع این تحقیق نشان می‌دهد که مطالعات زمین‌شناسی اندکی به منظور تعیین منشأ کانسار باریت آب ترش در استان کرمان انجام گرفته است. بر اساس داده‌های صحرایی، کانی‌شناسی و ژئوشیمیایی، این کانسار را اپی ژنتیک، اپی ترمال و محصول برخورد سیستم‌های ماگمایی توده‌های گرانیتوئیدی منطقه به درون سنگ‌های دوران اول و دوم دانسته که در طی آن سیستم‌های ماگمایی به عنوان ماشین حرارتی و کانسارسازی و سنگ‌های همبر به عنوان منشأ عناصر نقش مهمی را ایفا نموده‌اند (۳). با این وجود، پاسخ سولاتی مانند این که کانسار آب ترش دقیقاً از چه نوع کانسارهای باریت است، منشأ محلول‌های ته‌نشست دهنده باریت چیست و باریم خود را چگونه بدست آورده‌اند، چه عواملی در ته‌نشست باریت نقش داشته‌اند، و بسیاری سولات دیگر در خصوص شرایط تشکیل آن کاملاً نامشخص است. مطالعات مورد نظر در این تحقیق می‌تواند به درک شرایط تشکیل و منشأ کانسار باریت آب ترش کمک نماید. این مطالعه بیش‌تر جنبه بنیادی دارد و انجام آن در شناخت منشأ و فرآیندهای مؤثر در تشکیل این نوع کانسارهای باریت و اکتشاف ذخایر بیش‌تری از آن اهمیت ویژه‌ای دارد.

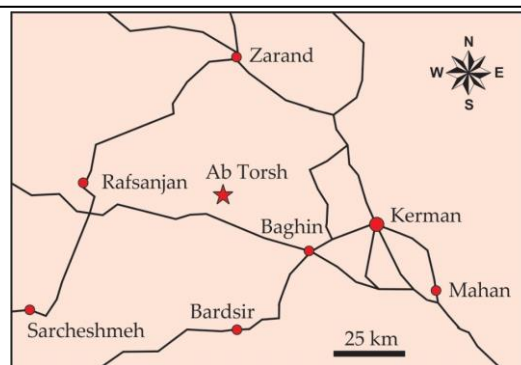
پوشش گیاهی فقیر بوده و گیاهان آن شامل گونه‌های علفی، بوته‌ای و درختچه‌های کوتاه خاردار می‌باشد.

اصول پایه

هنگامی که یک بلور در حضور یک فاز سیال رشد می‌نماید، ممکن است مقداری از سیال به صورت نقص‌هایی در بلور در حال رشد به دام افتد و میان‌بارهای سیال را تشکیل دهد. سیال به دام افتاده ممکن است مایع، بخار، یا سیال فوق بحرانی باشد. ترکیب سیال به دام افتاده ممکن است عمدتاً آب خالص، شوراب‌هایی با شوری مختلف، گاز یا سیالات گازدار، مذاب‌های سیلیکاتی، سولفیدی یا کربناتی، و غیره باشد بیش‌تر محققین اصطلاح میان‌بار سیال (Fluid Inclusion) را تنها برای توصیف ادخال‌هایی (Inclusions) بکار می‌برند که یک سیال را به دام انداخته‌اند و در ضمن سرد شدن تا دماهای محیط، به حالت سیال باقی مانده‌اند (۱۲).

کانسارها ناهنجاری‌های غیرمعمولی در پوسته زمین هستند که واضح‌ترین شواهد در خصوص جریان گذشته محلول‌ها از طریق گسل‌ها، شکستگی‌ها و سنگ‌های متخلخل را برای ما فراهم می‌آورند.

در این فرآیند، فلزات دارای ارزش اقتصادی حل، حمل و نقل و متمرکز می‌گردند. توجه به میان‌بارهای سیال به دام افتاده در رگه‌های گرمابی، یک راه مستقیم برای کسب اطلاعات بیش‌تر درباره ماهیت این سیالات کانی ساز و فرآیندهایی که بوسیله آن‌ها کانسارها تشکیل شده‌اند، است. در این رابطه، طبیعت نیز با فراهم نمودن نمونه موادی ایده‌آل برای تحقیق و بررسی، به ما کمک شایانی کرده است. این مواد عبارتند از کانی‌های دانه درشت، شفاف و دارای میان‌بارهای سیال بزرگ که برای روش‌های جدید

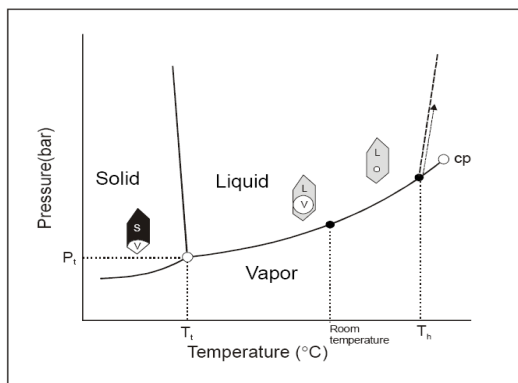


شکل (۱): موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به کانسار باریت آب ترش

جایگاه زمین شناسی

کانسار باریت آب ترش با مختصات جغرافیایی $30^{\circ} 21' 32''$ و $56^{\circ} 35' 07''$ طول شرقی و عرض شمالی در ۶۰ کیلومتری غرب شهرستان کرمان و ۲/۵ کیلومتری غرب روستای آب ترش در استان کرمان واقع است (شکل ۱). ناحیه کانسار منطقه‌ای کوهستانی بوده که سیمای آن متشکل از دره‌ها، تپه ماهورهای مرتفع و کوه‌های استپی است. منطقه مورد نظر دارای آب و هوای خشک تا نیمه خشک و سرد می‌باشد (۱). براساس آمار اقلیمی ۱۸ ساله ایستگاه سینوبتیک کرمان در سال‌های ۱۳۷۷ - ۱۳۵۹، میانگین درجه حرارت سالانه ۱۵ درجه سانتی‌گراد بوده که گرم‌ترین ماه سال تیر و سردترین ماه دی است. میانگین حداکثر درجه سالانه ۲۴/۷ درجه سانتی‌گراد و میانگین حداقل آن ۶/۷ درجه سانتی‌گراد است. میانگین بارش سالیانه طی دوره ۱۸ ساله ۱۴۹/۱ میلی‌متر است که ۵۹ درصد بارندگی سالیانه در زمستان اتفاق می‌افتد. بیش‌ترین بارندگی ماهانه ۴۰ میلی‌متر در اسفند ماه است. بارش اکثراً به صورت باران می‌باشد که در زمستان در بالای ارتفاعات هنگام بروودت هوا برف می‌بارد. ناحیه کانسار از نظر

نمایند. این مسیر دارای چگالی (یا حجم مولار) ثابت، یک ایزوکور (Isochore) نامیده می‌شود (شکل ۲).



شکل (۲): تکوین P-T یک میانبار سیال آبگین که در یک فشار و دما به دام افتاده و سپس در امتداد یک مسیر با چگالی ثابت (یا حجم مولار، یعنی یک ایزوکور) سرد شده است. $S = جامد$ ، $L = مایع$ ، $V = بخار$ ، $T_h = دمای همگن شدگی$ ، $P_i - T_i = فشار و دما در نقطه سه گانه آب$ ، $cp = نقطه بحرانی$.

میانبارهای سیال در بسیاری از کانی‌های سنگ ساز در بیش‌تر محیط‌های زمینی رخ می‌دهند. از نظر تئوری، تقریباً همه کانی‌ها را می‌توان به منظور میانبارهای سیال مطالعه نمود. به هر حال، ممکن است ویژگی‌هایی مانند رنگ، سختی مکانیکی، رخ و شفافیت، محدودیت‌هایی را در رابطه با اینکه کدام کانی‌ها را می‌توان به طور جامع مورد مطالعه قرار داد، ایجاد نمایند. کانی‌هایی که میانبارهای سیال در آن‌ها بیش‌تر گزارش شده است شامل کوارتز، فلوریت، هالیت، کلسیت، آپاتیت، دولومیت، اسفالریت، باریت، توپاز و کاسیتريت می‌باشد (۵). صرف نظر از هالیت، این کانی‌ها رایج‌ترین کانه‌ها و کانی‌های باطله همراه با کانسارهای گرمابی هستند و نشان دهنده توجه

ریز دماسنجی (Microthermometry) و تجزیه شیمیایی کلی بسیار مناسب هستند (۱۸).

اعتبار این روش‌ها به بیش از ۱۵۰ سال قبل و به بنیان گذار تحقیقات میانبارهای سیال، هنری کلیفتون سوربی (Henry Clifton Sorby) باز می‌گردد. سوربی در مقاله کلاسیک خود (۴)، نمونه‌هایی از کانسارها را که دارای میانبارهای سیال بودند، توصیف نمود و در خصوص تشکیل کانسنگ‌ها به نتایجی رسید که به مدت چندین سال از نظر علمی بی نظیر باقی ماند. امروزه ما اهمیت ایده‌هایی که توسط سوربی توسعه یافت را تشخیص داده و این ایده‌ها پایه بیش‌تر تحقیقات کنونی در زمینه میانبارهای سیال را تشکیل می‌دهند (۱۹).

میانبارهای سیال مقادیر کوچکی (اغلب $30 \mu m$ - ۵ در امتداد طولی‌ترین قطر) از سیال (مایع و/یا بخار) هستند که در حفرات عمدتاً کوچک درون کانی‌ها به دام می‌افتند (۱۹). دلیل اصلی مطالعه میانبارهای سیال، تعیین عوامل فیزیکوشیمیایی، به خصوص فشار و دما (P-T)، و همچنین شیمی سیال در ضمن به دام افتادن است. به هر حال، ممکن است سنگ مورد مطالعه P-T کاملاً متفاوتی داشته باشد زیرا محتویات میانبار سیال ممکن است تحت تأثیر تغییرات پس از به دام افتادن قرار گرفته باشند. به عنوان مثال، در محیط‌های رسوبی ممکن است اذخال‌ها در حین فرآیندهای دیاژنزی تغییر یابند (۱۷). بنابراین، هر مطالعه میانبارهای سیال مستلزم آن است که معلوم شود در طول تکوین P-T سیستم، هیچ گونه نشت، تغییرات حجم یا ترکیب رخ نداده است. لذا میانبارهای سیال می‌بایست یک مسیر ایزوکور- ایزوپلت تک متغیر را در فضای P-T دنبال

بسیار زیاد پژوهشگران میانبارهای سیال به این کانسارها در چند دهه اخیر می‌باشند.

بررسی توزیع مکانی گروه‌های مختلف میانبارهای سیال در یک دانه کانی، دارای اهمیت زیادی در تعیین توالی پاراژنزی آن‌ها نسبت به تشکیل کانی می‌باشد. سه نوع اصلی از میانبارهای سیال قابل تشخیص است: میانبارهای سیال مجزا، دسته‌های میانبارهای سیال و دنباله‌های میانبارهای سیال (۶). معمولاً اعتقاد بر این است که دو نوع اول دارای منشأ اولیه هستند. میانبارهای سیال اولیه در ضمن رشد بلور به دام می‌افتند. این ادخال‌ها در کانی‌هایی رخ می‌دهند که در محیطی با یک فاز سیال آزاد رشد نموده‌اند. نوع سوم نشان دهنده جوش خوردن ریزترک‌ها پس از رشد کانی می‌باشند. این نوع، به ادخال‌های ثانویه تعلق داشته که بوسیله بسته شدن شکستگی‌های پر از سیال درون کانی‌ها تشکیل می‌شوند. دیواره‌های این شکستگی‌ها با هم رشد نموده و توده‌های کوچکی از سیالی را که وارد شکاف‌های باز شده است، احاطه می‌نمایند. ادخال‌های ثانویه در امتداد ترک‌های جوش خورده و پس از تبلور دانه کانی تشکیل می‌شوند، هر چند که در برخی از موارد رشد کانی می‌تواند پس از باز شدن ترک نیز ادامه یابد و ادخال‌های ثانویه دروغین را تولید نماید. معمولاً اعتقاد بر این است که تنها اندکی از نمونه‌ها غنی از میانبارهای سیال اولیه هستند، در صورتی که ادخال‌های ثانویه، ثانویه دروغین و ادخال‌های دارای سن حد واسط در بیش‌تر سیستم‌ها غالب می‌باشند (۱۶). این به آن معنی است که منشأ سیال به دام افتاده، و در بیش‌تر موارد رابطه آن با تشکیل کانی ناشناخته باقی می‌ماند.

در مطالعه کانسارها، اغلب بیش از یک سیال به طور همزمان به دام می‌افتد. این امر این سؤال را مطرح می‌نماید که کدام یک از سیالات، سیال کانی‌ساز است. مشاهداتی از این قبیل، اهمیت بررسی‌های دقیق پتروگرافی نمونه‌هایی را که مورد مطالعات میانبارهای سیال قرار خواهند گرفت، مورد تأکید قرار می‌دهد. این مطالعات مهم است زیرا مشخص می‌سازد که آیا ادخال‌های موجود به منظور پاسخ دادن به سؤالات زمین‌شناسی مورد نظر مناسب هستند یا خیر؟

نمونه‌ها و روش‌ها

رایج‌ترین روش تجزیه‌ای غیر مخرب در مطالعه میانبارهای سیال، ریزدماسنجی است. این روش نسبتاً ارزان بوده و امکان تعیین قابل اعتماد خواص ترکیبی و فیزیکی فازهای به دام افتاده را فراهم می‌آورد. ریزدماسنجی شامل سرمایش و گرمایش ادخال‌ها ضمن مشاهده تغییرات فاز از طریق یک میکروسکوپ نوری می‌باشد که بوسیله آن ترکیب، چگالی و دمای به دام افتادن سیال تعیین می‌گردد. مطالعات میانبارهای سیال بر روی مقاطع نازک دو طرف صیقل (با ضخامت حدود $150\text{ }\mu\text{m}$) تهیه شده از سه نمونه باریت و دو نمونه کوارتز انجام شد. برای مطالعه میانبارهای سیال، یک میکروسکوپ زایس (Zeiss) دارای میز گرمایش و سرمایش THMS-600 لینکام در مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران استفاده شد. به منظور سرمایش و گرمایش نمونه‌ها، به ترتیب از نیتروژن مایع و یک رزیستور حرارتی استفاده شد. دستگاه با استفاده از ترکیبات استاندارد (نیترات سزیم و هگزان) کالیبره شد و دقت دستگاه برای اندازه گیری‌های سرمایش



شکل (۳): میانبرهای سیال ثانویه در روندهای خطی در نمونه‌های باریت کانسار آب ترش.

بر اساس نوع فازهای موجود در دمای اتاق و رفتار گرمایشی و سرمایشی، دو نوع میانبار سیال آبگین (aqueous) در نمونه‌های باریت رخ می‌دهد که شامل میانبرهای تک فاز مایع (L) و دو فازی غنی از مایع (L + V) است. یک مایع آبگین (L) تنها فاز موجود در میانبرهای تک فاز است. اندازه این میانبرها ۵ تا ۱۸ μm است. این میانبرها نامنظم، بیضوی و کروی شکل هستند (شکل ۴). میانبرهای دوفاز غنی از مایع (L + V) با یک مایع آبگین غالب (L) و یک حباب بخار (V) مشخص می‌شوند که ۱۵ تا ۳۰ درصد حجمی میانبار را اشغال می‌کنند. اندازه آن‌ها ۸ تا ۲۰ μm است. این میانبرها به اشکال کروی، بیضوی، نامنظم و بلور منفی رخ می‌دهند (شکل ۴). باریک شدگی (necking down) در برخی از این میانبرها مشاهده می‌شود (شکل ۵).

$\pm 0.2^\circ\text{C}$ و برای اندازه‌گیری‌های گرمایش 0.6°C می‌باشد. میانبرهای سیال با میزبان باریت ابتدا تحت اندازه‌گیری‌های گرمایشی و سپس مطالعات سرمایشی قرار گرفتند، در حالی که برای میانبرهای سیال با میزبان کوارتز این اندازه‌گیری‌ها برعکس است. اندازه‌گیری‌های سرمایشی بر روی میانبرهای سیال تا انجماد کامل آن‌ها انجام شد و تبدیلات فازی بلافاصله پس از گرمایش اندازه‌گیری گردید. اندازه‌گیری‌های گرمایشی از طریق حرارت دادن تا رسیدن به دماهای همگن شدگی انجام شد. شوری میانبرهای سیال براساس دماهای ذوب یخ ($T_{m, ice}$) و با استفاده از معادله بودنار (۱۱) محاسبه شد.

نتایج و بحث

پتروگرافی میانبرهای سیال

از نظر زمان به دام افتادن سیال و با استفاده از معیارهای ارائه شده توسط رودر (۶) و شفرد و همکاران (۵)، دو نوع میانبار سیال در نمونه‌های باریت و کوارتز کانسار آب ترش شناسایی شد: اولیه و ثانویه. میانبرهای سیال اولیه به طور تصادفی توزیع شده یا جدا هستند، در حالی که میانبرهای سیال ثانویه معمولاً به صورت ردیفی قرار می‌گیرند (شکل ۳). همه اندازه‌گیری‌ها بر روی میانبرهای سیال اولیه انجام شد، زیرا میانبرهای سیال ثانویه تاریخچه پس از تشکیل کانی‌ها را نشان می‌دهند.

مایع (L) و دوفاز غنی از مایع (L + V) می‌باشند. اندازه میانبارهای تک فاز مایع (L) ۵ تا ۱۵ μm است. آن‌ها نامنظم و بیضی شکل هستند (شکل ۶). حباب بخار ۱۵ تا ۳۵ درصد حجمی از میانبارهای دوفاز غنی از مایع (L + V) را اشغال می‌کند. اندازه آن‌ها از ۱۰ تا ۲۰ μm متغیر است. آن‌ها دارای اشکال نامنظم، بیضوی، کروی و بلور منفی هستند (شکل ۶).

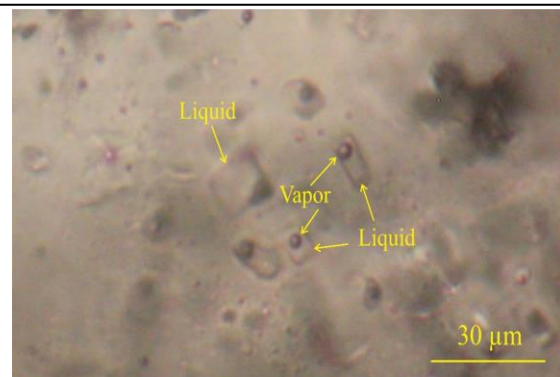
ریزدماسنجی

اندازه‌گیری‌های ریزدماسنجی بر روی میانبارهای سیال دوفازی انجام شد. در مجموع ۷۰ میانبار (۴۲ عدد در نمونه‌های باریت و ۲۸ عدد در نمونه‌های کوارتز) اندازه‌گیری شد. نتایج ریزدماسنجی و مخفف اصطلاحات مورد استفاده در متن در جدول ۱ آورده شده است. میانبارهای سیال در مطالعات سرمایشی تا دمای 100°C تا 110°C سرد شدند تا اطمینان حاصل شود که کاملاً منجمد هستند. همه میانبارهای سیال در طول اندازه‌گیری‌های گرمایشی به فاز مایع همگن شدند.

جدول (۱): خلاصه نتایج ریزدماسنجی میانبارهای سیال در کانسار آب ترش.

Host mineral	T_e ($^{\circ}\text{C}$)	$T_{m, ice}$ ($^{\circ}\text{C}$)	T_h ($^{\circ}\text{C}$)	Salinity (wt. % NaCl eq.)	N
barite	-27/-24	-15.8/-1.6	110/275	2.74/19.29	42
quartz	-24/-23	-12.4/-2.2	137/268	3.71/16.34	28

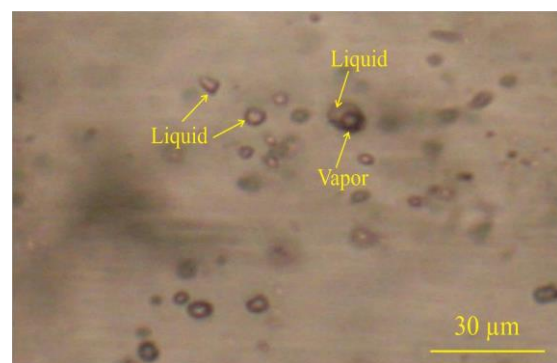
T_e : دمای اولین ذوب یخ؛ $T_{m, ice}$: دمای آخرین ذوب یخ؛ T_h : دمای همگن شدگی به مایع؛ N: تعداد اندازه‌گیری.



شکل (۴): میانبارهای سیال تک فاز مایع (L) و دوفازی غنی از مایع (L+V) در نمونه‌های باریت کانسار آب ترش.



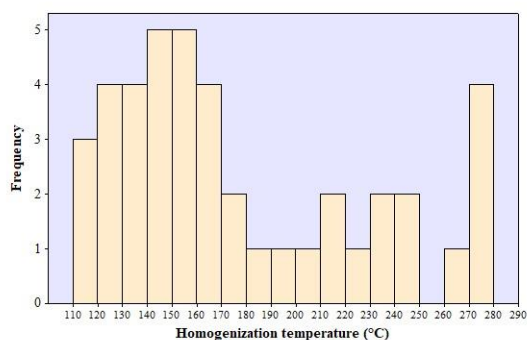
شکل (۵): باریک شدگی (necking down) در میانبارهای سیال دوفازی غنی از مایع (L+V) در نمونه‌های باریت کانسار آب ترش.



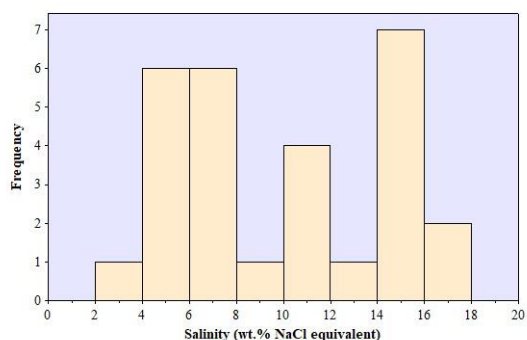
شکل (۶): میانبارهای سیال تک فاز مایع (L) و دوفازی غنی از مایع (L+V) در نمونه‌های کوارتز کانسار آب ترش.

میانبارهای سیال با میزبان کوارتز شبیه آن‌هایی هستند که در باریت رخ می‌دهند و از نوع تک فاز

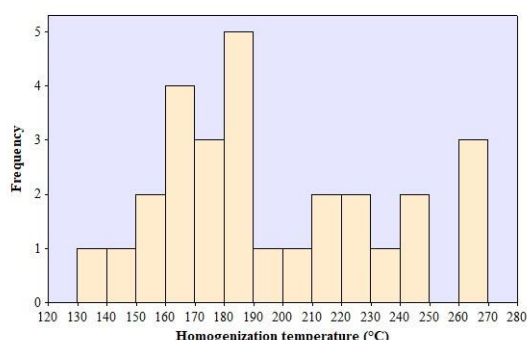
فراوانی در 185°C قرار می‌گیرد (شکل ۱۰). داده‌های میانبارهای سیال در کوارتز به خوبی با داده‌های باریت همپوشانی دارند (شکل ۱۱).



شکل (۸): هیستوگرام فراوانی دمای همگن شدگی میانبارهای سیال در نمونه‌های باریت کانسار آب ترش.

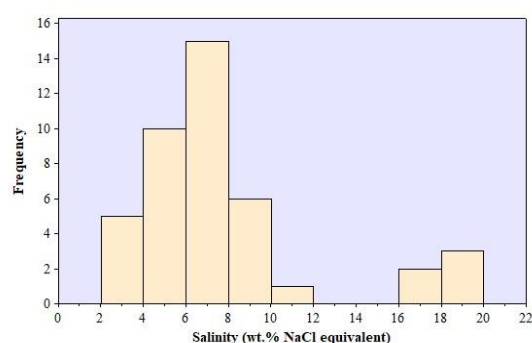


شکل (۹): هیستوگرام فراوانی شوری میانبارهای سیال در نمونه‌های کوارتز کانسار آب ترش.



شکل (۱۰): هیستوگرام فراوانی دمای همگن شدگی میانبارهای سیال در نمونه‌های کوارتز کانسار آب ترش.

در میانبارهای سیال با میزبان باریت، اولین دمای ذوب یخ (T_e) در محدوده 27°C تا 24°C قرار می‌گیرد، که یک سیستم شوراب $\text{H}_2\text{O}-\text{NaCl}$ با کاتیون‌های دو ظرفیتی احتمالی در میانبارها را نشان می‌دهد (۵). مقادیر $T_{m, ice}$ از $15/8^{\circ}\text{C}$ تا $1/6^{\circ}\text{C}$ متغیر است. میزان شوری محاسبه شده براساس مقادیر $T_{m, ice}$ از $2/7$ تا $19/3$ درصد وزنی معادل NaCl ، با بالاترین فراوانی در 7 درصد وزنی معادل NaCl متغیر است (شکل ۷). دمای همگن شدگی (T_h) محدوده وسیعی از 110°C تا 275°C ، با بالاترین فراوانی در 150°C را اشغال می‌کند (شکل ۸).

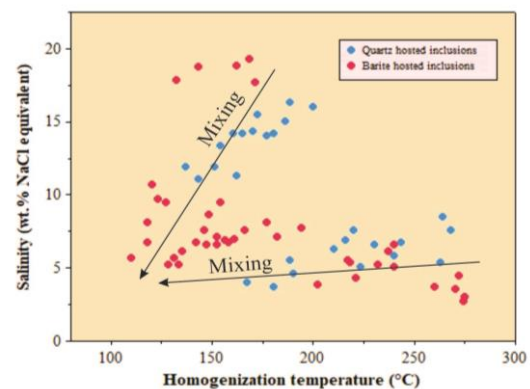


شکل (۷): هیستوگرام فراوانی شوری میانبارهای سیال در نمونه‌های باریت کانسار آب ترش.

در میانبارهای سیال با میزبان کوارتز، مقادیر T_e عبارتند از 24°C و 23°C که یک سیستم شوراب $\text{H}_2\text{O}-\text{NaCl}$ با کاتیون‌های دو ظرفیتی احتمالی در میانبارها را نشان می‌دهد. مقادیر $T_{m, ice}$ در محدوده $12/4^{\circ}\text{C}$ تا $2/2^{\circ}\text{C}$ قرار دارد. مقادیر شوری از $3/7$ تا $16/3$ درصد وزنی معادل NaCl ، با بیش‌ترین فراوانی در 15 درصد وزنی معادل NaCl متغیر است (شکل ۹). دمای همگن شدگی (T_h) محدوده وسیعی از 137°C تا 268°C ، با بالاترین

همگن شدگی میانبارهای سیال با میزبان باریت و کوارتز در محدوده دمایی وسیعی از ۱۱۰ °C تا ۲۷۵ °C رخ می دهد. این تنوع T_h ممکن است دمای واقعی به دام افتادن سیال را در طول رشد کانی‌ها نشان دهد، یا ممکن است به دلیل برخی عوامل از جمله: (الف) نامناسب بودن عملیات نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه، و به دست آوردن داده‌ها؛ (ب) تعادل مجدد از طریق کشش ناشی از یخ زدگی (freeze stretching) در طول اندازه‌گیری‌های سرمایشی در باریت؛ (ج) تعادل مجدد حرارتی از طریق کشش ناشی از اندازه میانبارها؛ و (د) تعادل مجدد حرارتی به دلیل قرار گرفتن میانبارهای سیال در شرایط فشار و دمای جدید ناشی از بالا آمدگی یا دفن کانی‌های میزبان (۱۵).

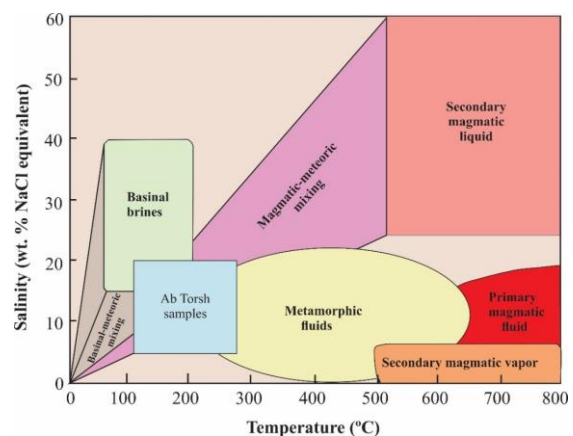
از آنجا که در طول عملیات نمونه‌گیری تا جمع‌آوری داده‌ها، دقت کافی برای جلوگیری از آسیب احتمالی نمونه‌ها و عدم قطعیت اندازه‌گیری‌ها انجام شد، عملکرد نادرست نمی‌تواند دلیل تغییرات T_h باشد. تعادل مجدد ناشی از کشش انجمادی نیز نمی‌تواند باعث تغییرات T_h در میانبارهای سیال با میزبان باریت باشد، زیرا اندازه‌گیری‌های گرمایشی قبل از مطالعات سرمایش انجام شده است. در یک مجموعه میانبارهای سیال، مقادیر T_h اندکی با کاهش اندازه میانبارها کاهش می‌یابد (۸). هیچ ارتباطی بین اندازه میانبارهای سیال و مقدار T_h یافت نشد (ضریب همبستگی $R^2 = 0.04$ برای کوارتز و 0.224 برای باریت). بنابراین، ارتباط دادن تنوع T_h به اندازه میانبارهای سیال نامربوط است (۸). تعادل مجدد حرارتی ناشی از قرار گرفتن در شرایط فشار و دمای جدید پس از به دام افتادن سیال ممکن است باعث



شکل (۱۱): نمودار T_h -شوری برای میانبارهای سیال در نمونه‌های باریت و کوارتز کانسار آب ترش.

منبع سیالات کانی ساز

مطالعات ریزدامسنجی انجام شده بر روی میانبارهای سیال نشان می‌دهد که باریت و کوارتز کانسار آب ترش از سیالات با شوری کم تا نسبتاً بالا ($2/19-7/3$ درصد وزنی معادل NaCl) ته نشست شده‌اند. شوری زیاد سیالات با شوری شوراب‌های حوضه‌ای مطابقت دارد، در حالی که شوری کم سیالات، رقیق شدگی شوراب توسط آب‌های جوی را اثبات می‌کند (۷) (شکل ۱۲).



شکل (۱۲): داده‌های دمای همگن شدگی و شوری میانبارهای سیال در نمونه‌های باریت و کوارتز کانسار آب ترش در مقایسه با توزیع دما-شوری تقریبی برای محلول‌های گرمایی با منشأهای مختلف (۱۱).

کشیدگی، و یا نشت و پر شدن مجدد شود. نشت و پر شدن مجدد توسط میانبرهای سیالی نشان داده می‌شود که در نمودار T_h -شوری روندهای همگرا نشان می‌دهند، در حالی که کشش باعث ایجاد یک محدوده دمایی گسترده و متناوب در هیستوگرام‌های توزیع T_h با فراوانی‌های کوچک در هر بازه T_h می‌شود (۱۵ و ۱۷). داده‌های میانبرهای سیال در باریت و کوارتز نه روندهای همگرا را در نمودار T_h -شوری نشان می‌دهد (شکل ۱۱)، و نه یک الگوی متناوب در هیستوگرام توزیع T_h (شکل‌های ۸ و ۱۰). این نشان می‌دهد که داده‌های ریزدماسنجی شواهدی برای حمایت از تعادل مجدد حرارتی میانبرهای سیال پس از به دام افتادن آن‌ها از طریق کشش یا نشت و پر شدن مجدد ارائه نمی‌دهند. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که دامنه وسیع مقادیر T_h به دلیل تغییرات پس از به دام افتادن میانبرهای سیال نیست، بلکه بازتاب دامنه واقعی دماهایی است که در آن به دام افتاده‌اند. نوسانات فشار در طول رشد کانی‌ها دلیل حداقل بخشی از طیف وسیع مقادیر T_h در نظر گرفته می‌شود (۱۵).

همانطور که در شکل ۱۲ نشان داده شده است، حد پایینی محدوده دماهای همگن شدگی برای میانبرهای سیال با میزبان باریت و کوارتز (110°C - 275°C) با دمای شوراب‌های حوضه‌ای سازگار است، در حالی که حد بالایی آن از محدوده دمایی این سیالات بیش‌تر است. این واقعیت که دمای همگن شدگی میانبرهای سیال از حد بالایی دمای شوراب-های حوضه‌ای در شکل ۱۲ تجاوز می‌کند، تناقض ایجاد نمی‌کند، زیرا سیالات حوضه‌ای با دمای بیش از 300°C در برخی از حوضه‌های رسوبی یافت

می‌شوند (۹). این دماهای بالا به این واقعیت نسبت داده می‌شود که آن‌ها از اعماق زیاد منشأ می‌گیرند. با در نظر گرفتن حداکثر دمای 275°C ثبت شده در مطالعات میکروترموتری میانبرهای سیال در کانسار آب ترش و گرادیان حرارتی 30°C/km ، حداکثر عمقی که سیالات داغ از آن مشتق شده‌اند حدود 9 km است. امکان سرد شدن در هنگام صعود سیالات در نظر گرفته نشده است، زیرا اطلاعاتی در مورد آدیاباتیک بودن یا نبودن سیستم سیال وجود ندارد. عمق مورد نیاز برای شسته شدن فلزات از منابع و تشکیل شوراب‌های کانی‌ساز بیش از 10 km - 6 km در نظر گرفته می‌شود که از آن به عنوان پنجره شستشوی حرارتی فلز (metal thermal leaching window) یاد می‌شود (۹). از سوی دیگر، نقاط داده‌ها در شکل ۱۱ دو روند را نشان می‌دهند: یکی با شیب تند مثبت و دیگری تقریباً افقی. روند با شیب تند نشان می‌دهد که یک شوراب حوضه‌ای گرم و شور با یک آب جوی سرد با شوری کم مخلوط شده است، در حالی که روند افقی نشان می‌دهد که یک آب جوی گرم شده با یک آب جوی بسیار سردتر مخلوط شده است. به احتمال زیاد، برخی از آب‌های جوی ابتدا تا قسمت عمیق حوضه فرو رفته، در آنجا داغ شده و سپس به سمت بالا مهاجرت کرده‌اند و با آب‌های جوی سرد فرو رو مخلوط شده‌اند. بنابراین، می‌توان متقاعد شد که سیالات کانی‌سازی از شوراب‌های حوضه‌ای با مشارکت آب‌های جوی منشأ گرفته‌اند.

نتیجه‌گیری

شواهد حاصل از مطالعات صحرایی، از جمله برش‌های سنگ میزبان که بوسیله باریت سیمان شده‌اند، به وضوح یک منشأ اپی ژنتیک را برای کانی‌سازی باریت در کانسار آب ترش نشان می‌دهد. به علاوه، این نشان دهنده کانی‌سازی همزمان یا پس از گسلش است. پذیرفته شده است که باریت‌های اپی ژنتیک از طریق برهم‌کنش بین تبخیری‌های دریایی و/یا آب‌های دریایی تبخیری مدفون (آب‌های فسیلی) و سیالات غنی از Ba در داخل سنگ میزبان قبلاً رسوب‌شده، ته نشست می‌شوند. در واقع، از آنجا که باریت در آب بسیار کم محلول است (حدود $2/5$ میلی‌گرم در لیتر در دمای 25°C (۱۳)، این ایده که هم Ba و هم سولفات در یک سیال حمل شوند، امکان پذیر نیست، بلکه باید دو محلول، یکی غنی از Ba و تهی از سولفات، و دیگری غنی از سولفات و تهی از Ba، در تشکیل باریت نقش داشته باشند.

داده‌های میانبارهای سیال نشان می‌دهد که شوراب‌های حوضه‌ای، سیالات کانی‌ساز در کانسار باریت آب ترش را تأمین کرده‌اند. از آنجایی که کانی‌سازی باریت از روند گسل‌های اصلی در منطقه پیروی می‌کند، ممکن است که گسلش شدید در تشکیل کانسار باریت در منطقه مورد مطالعه نقش داشته است. می‌توان نتیجه گرفت که حرکات تکتونیکی فشارشی پس از کرتاسه سبب گسلش و برشی شدن سنگ‌های میزبان شده، که مسیرهای مورد نیاز برای مهاجرت رو به بالای سیالات گرمابی عمیق، غنی از Ba و سیلیس از یک منبع شوراب حوضه‌ای غالب را فراهم کرده است. این محلول‌ها همچنین حاوی مقادیر جزئی از فلزات پایه و F بوده

اند. باریت به صورت رگه‌ای در جایی رسوب کرده است که در آنجا سیالات بالارو داغ و دارای Ba با آب‌های سردتر حاوی سولفات محبوس در لایه‌های سنونین فوقانی و یا آب‌های جوی سرد فرورو که سولفات را از سنگ‌های حاوی تبخیری‌های نئوژن پایینی به‌دست آورده‌اند، برخورد می‌کنند. در طول کانی‌سازی، اختلاط بین آب‌های جوی گرم شده بالارو و آب‌های جوی سرد فرورو نیز رخ داده است. ته نشست باریت ظاهراً ترجیحاً در شکستگی‌ها و احتمالاً گسل‌های موجود در سنگ‌های میزبان رخ داده است (۱۰).

محدوده وسیع دمای همگن‌شدگی که توسط میانبارهای سیال در باریت و کوارتز ($110-275^{\circ}\text{C}$) ثبت شده است، از سرد شدن به عنوان سازوکار ته نشست این کانی‌ها حمایت می‌کند. علاوه بر این، همان‌طور که ذکر شد، تغییرات زیاد شوری ($19/3$ - $2/7$ درصد وزنی معادل NaCl) نشان دهنده رقیق شدن سیالات کانی‌ساز با آب‌های جوی است. بنابراین، سرد شدن و اختلاط سیال می‌تواند سازوکارهای اصلی ته نشست باریت و کوارتز (به عنوان کانی‌های اصلی سازنده کانسنگ) در کانسار آب ترش باشد.

از آنجا که کالک آرنایت‌ها و سنگ آهک‌های سنونین، به عنوان سنگ‌های میزبان کانی‌سازی باریت، به طور دگرشیب کنگلومراهای حاشیه‌ای سنومانین را پوشانده‌اند، تماس بین این دو واحد سنگ چینه‌ای به عنوان یک سطح دگرشیبی در نظر گرفته می‌شود. بنابراین، با توجه به طبقه‌بندی پیشنهادی دیل (۱۴) برای کانسارهای باریت، کانسار آب ترش باید در رده وابسته به ساختار (structure-related) این کانسارها

[۳] کشفی، س.م.، ۱۳۷۶، ویژگی‌های کانسارسازی و ژئوشیمیایی کانسار باریت آب ترش منطقه باغین کرمان. دانشگاه شهید باهنر کرمان، پایان نامه کارشناسی ارشد.

[4] Sorby, H.C., 1858. On the microscopic structure of crystals, indicating the origin of minerals and rocks. *Quarterly Journal of the Geological Society of London*, 14, 453-500.

[5] Shepherd, T.J., Ranbin, A.H., Alderton D.H.M., 1985. *A Practical Guide to Fluid Inclusion Studies*. Blackie, Glasgow. 239 pp.

[6] Roedder, E., 1984. Fluid inclusions. *Reviews in Mineralogy* 12, 644 pp.

[7] González-Sánchez, F., González-Partida, E., Canet, C., Atudorei, V., Alfonso, P., Morales-Puente, P., Cienfuegos-Alvarado, E., González-Ruiz, L., 2017. Geological setting and genesis of stratabound barite deposits at Múzquiz, Coahuila in northeastern Mexico. *Ore Geology Reviews*, 81, 1184-1192.

[8] Fall, A., Rimstidt, J. D., Bodnar, R. J., 2009. The effect of fluid inclusion size on determination of homogenization temperature and density of liquid-rich aqueous inclusions. *American Mineralogist*, 94, 1569-1579.

[9] Kyser, T. K., 2007. Fluids, basin analysis, and mineral deposits. *Geofluids*, 7, 238-257.

[10] Bodnar, R.J., 1993, Revised equation and table for determining the freezing point depression of H₂O-NaCl solution. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57, 683-684.

[11] Bodnar, R.J., 1999, Hydrothermal solutions, in: Marshall, C.P., Fairbridge, R.W. (Eds.), *Encyclopedia of geochemistry*. Kluwer Academic Publishers, Lancaster. pp. 333-337.

[12] Bodnar, R.J., 2003, Reequilibration of Fluid Inclusions. 32. *Mineralogical Association of Canada Short Course*, pp. 213-231.

[13] Dunn, K., Daniel, E., Shuler, P. J., Chen, H. J., Tang, Y., Yen, T. F., 1999. Mechanisms of surface precipitation and dissolution of barite: a morphology approach. *Journal of Colloid and Interface Science*, 214, 427-437.

[14] Dill, H.G., 2010, The 'chessboard' classification scheme of mineral deposits: mineralogy and geology from aluminum to zirconium. *Earth-Science Reviews* 100, 1-420.

[15] Fall, A., Bodnar, R.J., 2018, How precisely can the temperature of a fluid event

در نظر گرفته شود. همراهی مقادیر اندکی گالن و فلوریت با کانی‌سازی باریت نشان‌دهنده تمایل کانسار آب ترش به سمت زیر رده سرب-روی-باریم-فلوریت وابسته به دگرشیبی (رگه‌های کم عمق) است. موارد زیر برای مطالعات بیشتر در آینده پیشنهاد می‌شود:

۱- انجام مطالعات ایزوتوپی Sr و Ba بر روی کانی باریت به منظور بررسی بیش‌تر منشأ محلول‌های کانی ساز و Ba در باریت، و نیز تعیین سن احتمالی کانی سازی.

۲- انجام مطالعات ایزوتوپی O بر روی کانی کوارتز به منظور بررسی بیش‌تر منشأ محلول‌های کانی ساز.

۳- بررسی و پی جویی بیش‌تر در گسل‌ها و شکستگی‌های واحدهای سنگی سنونین در منطقه مورد مطالعه به منظور اکتشاف احتمالی باریت در نواحی دیگر.

سپاس‌گزاری

از همکاری و نظرات کاربردی داوران محترم و اعضای هیات تحریریه مجله کاربرد شیمی در محیط زیست کمال تشکر و قدردانی را داریم.

منابع

[۱] حیدری، م.، ۱۳۹۸، گزارش پی‌جویی و تهیه نقشه در مقیاس ۱:۵۰۰۰ محدوده معدنی آب ترش. شرکت صنایع تولید پودر بندر امام. ۷۸ صفحه.

[۲] قربانی، م.، ۱۳۸۱، دیباچه‌ای بر زمین‌شناسی اقتصادی ایران، انتشارات سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور، صفحه ۶۹۵.

be constrained using fluid inclusions? *Economic Geology* 113, 1817-1843.

[16] Gleeson, S. A., Yardley, B. W. D, Munz, I. A., Boyce, A. J., 2003, Infiltration of basinal fluids into high-grade basement, South Norway: sources and behaviour of waters and brines. *Geofluids*, 3, 33-48.

[17] Goldstein, R.H., 2001, Fluid inclusions in sedimentary and diagenetic systems. *Lithos* 55, 159-193.

[18] Van den Kerkhof, A.M., Hein, U.F., 2001, Fluid inclusion petrography. *Lithos* 55, 27-47.

[19] Wilkinson, J.J., 2001, Fluid inclusions in hydrothermal ore deposits. *Lithos* 55, 229-272.

“Research article”**Microthermometric study and investigation of chemical and physical properties of fluid inclusion to determine the origin of sour water barite deposit****Hossein Kalantar Hormozi^{1*}, Armin Molai², Tara Melai³**¹Petroleum engineering management, Petroleum Engineering & Development Company, National Iranian Oil Company, Tehran, Iran²Petroleum Engineering Department, Gachsaran Branch, Islamic Azad University, Gachsaran, Iran³Chemical Engineering Department, Razi University, Kermanshah, Iran

*Corresponding author: h.kalantar.h@gmail.com

(Received: 14 December 2024, Accepted: 12 March 2025)

Abstract

Barite can form in a variety of geological environments, as it occurs in a wide range of mineral deposits. to determine the origin and physicochemical conditions under which the Ab Torsh barite deposit formed, an extensive study was conducted using petrographic and fluid inclusion methods. the fluid inclusion are mainly used in determining the chemical composition and thermodynamic conditions governing active fluids in geological processes. barite mineralization occurs at Ab Torsh as a stratabound vein in the Senonian carbonate rock units. Barite-quartz is accompanied by subordinate malachite, chrysocolla, Fe-Mn oxide-hydroxides, galena, azurite, fluorite, pyrite, and bornite. Thermochemical Sulfate Reduction (TSR) was the most likely mechanism for the formation of the reduced sulfur in galena. The salinity and homogenization temperatures in the aqueous fluid inclusions of barite and quartz (2.7-19.3 wt% NaCl equivalent and 110-275 °C, respectively) indicate that basinal fluids containing a meteoric water component were the source of the mineralizing solutions. the fluid inclusion data demonstrate that two fluid mixing have occurred: one between the hot basinal brines and cold meteoric waters, and another between heated and cold meteoric waters. it is estimated that the hot fluids derived from a maximum depth of about 9 km. The Ab Torsh deposit is classified here as a structure (unconformity)-related barite deposit. it is concluded that intense faulting and brecciation of the host rocks caused by post-Cretaceous compressional tectonics probably provided the channels necessary for the upward migration of deep mineralizing fluids from a basinal brine source. barite formed where these ascending hot, Ba-bearing hydrothermal fluids encountered cooler, sulfate-bearing connate waters trapped in the overlying Senonian strata and/or the descending cold meteoric waters that dissolved evaporite-bearing rock units. the results of this research can be used to a large extent in the determination and general knowledge of the types of barite deposits in Iran and the knowledge of barite mineralization conditions in the country.

Conflict of interest: None declared.**Keywords:** Barite, Fluid inclusion, Temperature, Deposit, Ab torsh



"مقاله مروری"

مروری بر راهکارهای معدن‌کاری سبز به منظور حفاظت از محیط زیست و توسعه پایدار

سمیه بهارلویی یانچشمه

استادیار گروه زمین‌شناسی، واحد اهر، دانشگاه آزاد اسلامی، اهر، ایران

* نویسنده مسئول مکاتبات: somayehbaharlouie@gmail.com

(دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۱۰/۱۰، پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۱۱/۲۳)

چکیده

با توسعه و بهره‌برداری از معادن، مشکلات زیست محیطی و پدیده‌های مربوط به آن به تدریج نمایان گردیده که برخی از آن‌ها منجر به نتایج بسیار آسیب‌زا برای جوامع انسانی و طبیعی شده است. بنابراین رابطه متوازن سه فاکتور «استخراج منابع- حفاظت از محیط زیست - توسعه پایدار مناطق معدنی»، موضوع بسیار مهمی است که در توسعه منابع کشورها در قرن بیست و یکم به آن، معدن‌کاری سبز می‌گویند. معدن‌کاری سبز به دنبال کاهش تأثیرات زیست محیطی استخراج معادن با استفاده از فناوری‌های کارآمدتر و کاهش ضایعات است. این رویکرد بر استفاده از منابع انرژی تجدیدپذیر، بازیافت و توسعه راه‌حل‌های نوآورانه تأکید دارد. معدن‌کاری سبز امکان بازیابی تمامی مواد معدنی مفید و به حداقل رساندن پسماندهای معدنی را فراهم می‌سازد. در حقیقت هدف این مفهوم، اطمینان از دسترسی به منابع معدنی برای نسل‌های آینده است که نیازمند سرمایه‌گذاری بلند مدت در اکتشاف مواد معدنی با حمایت دولت، تحقیق در سیستم‌های معدنی و توسعه تکنیک‌های اکتشافی است. جوامع، دولت‌ها و سرمایه‌گذاران نباید در آینده به شرکت‌های معدنی غیرپایدار اجازه فعالیت بدهند و صنعت و شرکت‌های معدنی باید با بکارگیری مفاهیم جامع مانند مفهوم معدن سبز، به حل مشکلات اجتماعی، اکولوژیکی و فنی بپردازند تا بتوانند مجوز اجتماعی فعالیت خود را کسب کنند.

واژه‌های کلیدی: معدن‌کاری سبز، محیط زیست، توسعه پایدار

مقدمه

معدن کاری سبز، فناوری تازه‌ای است که شرکت های معدنی زیادی در جهان تلاش می‌کنند تا با استفاده از آن آسیب‌های زیست محیطی معدن کاری را کاهش دهند. این فناوری عملکردی کارآمد برای صرفه جویی در بهره‌برداری از منابع با در نظر گرفتن چشم‌اندازهای اکولوژیکی، اقتصادی و اجتماعی می باشد. به دلیل افزایش توجه به جهت بالا بردن کیفیت محیط زیست و استفاده از تکنیک‌های معدنکاری سبز طی چند دهه اخیر، در جوامع توسعه یافته، مقررات مربوط به حفاظت از محیط زیست تصویب شده است. در این مقررات تصریح شده است که سطوح اصلی زمین، هوا و آب باید در طول تولید معادن حفظ شود و معادن پس از اتمام فعالیت باید در وضعیت اولیه خود باقی بمانند و به دلیل الزامات سخت‌گیرانه در زمینه حفاظت از محیط زیست، صنعت معدنکاری سالانه میلیاردها دلار برای رعایت قوانین استاندارد بازیابی محیط زیست هزینه می‌کند، از جمله بهبود کیفیت هوا، آب و احیای زمین (۱). در گذشته به دلیل بهره‌برداری خشن نسبت به محیط زیست، عقب ماندگی در زیرساخت‌ها، توجه به کسب سود کوتاه مدت و بی‌توجهی به توسعه پایدار، توسعه معدنکاری عملاً منجر به تخریب محیط زیست طبیعی در اکثریت قریب به اتفاق معادن می‌شد. بر اساس تحقیقات انجام شده، بیش از ۳۰ ایالت در امریکا، زغال سنگ استخراج می‌کنند که طی آن به ۷ میلیون جریب زمین خسارت وارد می‌شود (۲) طبق گزارش‌ها تا سال ۲۰۰۲، بیش از ۳۵۰۰ سد از پسماندهای معدنی ایجاد گردیده که نهایتاً با ریزش این سدها، بسیاری مواد مضر و آسیب به محیط زیست وارد می‌شود. در آوریل

۱۹۹۸ یکی از همین سدهای باطله فرو ریخت که طی آن ۵۲۸ میلیون گالن باطله پیریت و یک میلیارد گالن فلزات سنگین به رودخانه ریخته شد و بسیاری مناطق اطراف رودخانه آلوده شدند، بیش از ۷۰۰۰ هکتار زمین آسیب دید و خسارتی بالغ بر ۲۲۵ میلیون دلار تحمیل شد (۳). در کشور ایران نیز، همچون برخی کشورهای در حال توسعه، روند روبه رشد فعالیت های صنعتی و معدنی از یک سو و عدم رعایت الزامات زیست محیطی از سوی دیگر، موجب شده است تا مقادیر هنگفتی از آلاینده‌های این صنایع به واسطه عواملی چون دفع غیر اصولی ضایعات مراکز صنعتی، عدم استفاده از فناوری‌های جدید و غیره از طریق پساب‌ها به محیط زیست وارد شوند. پساب‌های اسیدی معادن از جمله بدترین مشکلات زیست محیطی ناشی از عملیات معدنکاری و سدهای باطله هستند که اثرات زیان‌باری بر روی کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی دارند. بر طبق مطالعه انجام شده توسط سلحشور و همکاران در سال ۱۳۹۷ (۴)، معدن مس سونگون در استان آذربایجان شرقی، با ظرفیت استخراج سالیانه ۱۴ میلیون تن و همچنین با در نظر گرفتن باطله حاصل از فرایند فلو تاسیون که برای فراوری کانسنگ استخراجی به کار برده می‌شود، سالیانه بالغ بر ۳۰ میلیون مترمکعب پساب تولید می کند که این پساب تولیدی حاوی فلزات سنگین و گوگرد است و خطرات زیان باری به اکوسیستم منطقه وارد می‌کند. بنابراین گرچه منابع معدنی و معدنکاری به عنوان یک فرصت برای پیشرفت و توسعه کشور محسوب می‌شوند اما عدم توجه به آثار مخرب زیست محیطی آن‌ها، اثرات جبران ناپذیری در پی خواهد داشت. در برخی کشورها همچون کانادا در راستای

اجرای سیاست‌های معدن کاری سبز، شرکت‌های معدنی موظف شده‌اند به بازسازی مناطق معدنی، راه اندازی سیستم‌های ارزیابی محیط زیستی، پیاده‌سازی نوآوری و بهبود مستمر در مدیریت پسماند، مدیریت ریسک‌های اکوسیستم تا هنگام بسته شدن معادن.. شرکت‌های معدنی در استرالیا نیز مطابق قانون، موظف به ارائه یک برنامه جامع برای حفاظت از محیط زیست هستند که می‌بایست توسط دولت تأیید شود. همچنین این کشور صندوقی تحت عنوان «صندوق بسته شدن معدن» راه‌اندازی کرده که عمدتاً از پرداخت‌های شرکت‌های معدنی برای بازسازی اکولوژیکی تأمین می‌شود و در نهایت اگر شرکت کارهای مربوط به اتمام فرایند معدن کاری و بسته شدن تونل را مطابق با استانداردها انجام دهد، وجوه پرداختی بازگردانده خواهد شد (۵). در این مقاله معدن کاری سبز به عنوان استراتژی مهمی برای دستیابی به توسعه پایدار و رویکردی به منظور حل مشکلات صنعت معدن و محیط زیست معرفی و تمهیدات اجرایی آن ارائه می‌گردد. CSD یا توسعه پایدار شرکتی، به مفهوم "تعادلی از توسعه اقتصادی، محیط زیستی و اجتماعی که نیازهای حال را برآورده می‌سازد و مانع از تأمین نیازهای نسل‌های آینده نمی‌شود" تعریف می‌شود (۶). از آن جایی که صنعت معدن‌کاری نیز تأثیرات زیست‌محیطی و اجتماعی بسیار زیادی دارد؛ بنابراین، توجه به حفظ اصول توسعه پایدار می‌تواند این صنعت را در زمینه کاهش انتشار آلاینده‌ها، بهبود کارایی منابع و ایجاد اعتماد در جوامع محلی یاری نماید.

مواد و روش‌ها

معمولاً فعالیت‌های اقتصادی، صنعتی و انسانی به طور مستقیم سبب تخریب محیط زیست می‌شوند. این تغییرات در اکوسیستم‌ها، سلامت انسان‌ها و فرایندهای طبیعی اثر منفی برجا می‌گذارند. با دنبال کردن مسیر معکوس این عوامل مخرب محیط زیست می‌توان نیروهای محرک آن‌ها را مشخص و سپس با اصلاح این شاخص‌ها می‌توان از تخریب محیط زیست جلوگیری نمود. در این مقاله، با رویکرد مرور نظام مند ادبیات پژوهشی، ابتدا به مطالعه موردی آسیب‌های زیست محیطی ناشی از معدن‌کاری در دو معدن طلای آق دره و سنگ آهن سنگان خواف در ایران می‌پردازیم سپس راهکارهایی که امروزه در دنیا خصوصاً در کشورهای در حال توسعه و توسعه یافته در جهت جمع‌آوری اطلاعات توصیفی و کمی‌سازی آن‌ها، و نهایتاً ارائه برنامه‌ای جامع بر مبنای فناوری معدن‌کاری سبز به کار گرفته می‌شود را مورد بحث و بررسی قرار می‌دهیم.

بحث و بررسی

استفاده از تکنیک معدن‌کاری سبز در یک منطقه معدنی، تنها راه رشد ایمن و سالم صنعت معدن است. این فرایند می‌تواند به جلوگیری یا کاهش تأثیرات منفی زیست محیطی معادن تا حد ممکن کمک کند. در معدن‌کاری سبز به دنبال تحقق اهداف ذکر شده هستیم: ایجاد فناوری نوآورانه در معدن‌کاری پایدار، افزایش بهره‌وری مواد، آب و انرژی به منظور کاهش پیامدهای زیست محیطی، بازیابی حداکثر مقدار مواد معدنی مفید و روشی برای به حداقل رساندن پسماندهای معدنی، دسترسی به منابع معدنی برای نسل‌های آینده، ایجاد روشی برای کاهش پیامدهای زیست محیطی و اجتماعی در تمام مراحل معدن‌کاری،

سازماندهی عملیات معدنکاری به جهت دستیابی به ایمنی بیش‌تر برای کارکنان، ارائه مدلی برای بازسازی سایت‌های معدنی پس از رهاسازی معادن و صنایع معدنی. در جدول ۱، اجزای مؤثر بر معدنکاری سبز به تفصیل آمده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، پیشرفت‌های اقتصادی و اجتماعی، توسعه فناوری و

قوانین و مقررات بین‌المللی بر معدنکاری سبز و اجرای آن تأثیر می‌گذارند. آموزش نیز یکی از پارامترهایی است که با توسعه فرهنگ آموزشی و استفاده از کارکنان ماهر می‌تواند نقش مهمی در عملکرد سیستم معدنکاری سبز ایفا کند.

جدول (۱): اجزاء مؤثر بر معدنکاری سبز (۷)

زمینه اثر	اجزاء مؤثر
جامعه و اجتماع	ایجاد شغل، معیشت پایدار، افزایش آگاهی، حضور مردم، ساخت فرهنگ جامعه، مشارکت مدنی و گزارش‌دهی به عموم مردم، تقاضاهای جامعه، سازمان‌های جامعه مدنی (CSOs)
اقتصاد	اقتصاد مبتنی بر دانش، تحرک اقتصادی منطقه‌ای و رشد، توسعه اقتصادی روستایی، رانت‌جویی انحصاری، شرکت‌های معدنی، شفافیت اقتصادی، دیدگاه جزئی‌نگر، فرصت‌های سرمایه‌گذاری، مجوزها و استعلامات
آموزش و توسعه فرهنگی	باورهای آموزشی، پارک‌های تحقیق و توسعه، تعاریف جدید، شفافیت در کار، فرهنگ آموزشی، فضای آموزشی، کارشناس توانمند، تخصص به روز، کارگاه‌های معدنی، نقشه راه علمی، همبستگی و همدلی، بازاریابی، اراده عملی
قوانین و سیاست‌گذاری‌ها	شفافیت قوانین، قانون جامع محیط زیست، سیاست‌گذاری روزانه و استراتژی‌های اجرای مقررات
جامعه بین‌الملل	استانداردهای بین‌المللی و بازار جهانی
مهارت‌ها و دانش تخصصی	آخرین فناوری‌ها

آلودگی محیطی قرار دارند و باید به طور مداوم مورد پایش قرار گیرند. با مطالعه دقیق منطقه، نمونه‌برداری، تحلیل نمونه‌ها و تفسیرهای لازم، وضعیت این منابع و میزان آلودگی در هریک از آنها و منبع این آلودگی‌ها به طور کامل تعیین خواهد شد که در نهایت برنامه ریزی‌های آینده می‌تواند بر اساس این نتایج انجام شود. با توجه به حساسیت محیطی نسبتاً بالاتر منطقه معدنی و تأثیرات منفی فعالیت‌های معدنی و صنایع مرتبط بر اکوسیستم منطقه، لازم است که یک مطالعه جامع از تمام مسائل زیست محیطی در منطقه انجام شود و در نهایت، تمامی جنبه‌ها و اطلاعات موجود برای ارزیابی تأثیرات زیست محیطی منطقه مورد توجه قرار گیرد. این نکته مهم است که توجه داشته باشیم ارزیابی نهایی

معدنکاری سبز مساله‌ای چند وجهی است. بنابراین نیاز است که تمام جنبه‌های آن مورد مطالعه قرار گیرد و در صورت نادیده گرفتن برخی از مؤلفه‌ها ممکن است آسیب‌های جبران‌ناپذیری به محیط‌زیست وارد شود و اقدامات اصلاحی را بسیار پیچیده و چالش برانگیز نماید. یکی از الزامات اساسی معدنکاری سبز، ارزیابی تأثیرات زیست-محیطی پروژه‌های معدنی است. از جمله منابع زیستی که باید در برنامه کاری سبز به عنوان مطالعات اولیه در نظر گرفته شوند شامل: منابع آب، خاک، گونه‌های گیاهی و جانوری در منطقه، سلامت کارمندان مجتمع‌های معدنی و صنایع مرتبط و همچنین سلامت جوامع بومی و محلی نزدیک به محل معدن هستند. این منابع زیستی همیشه در معرض خطر

تأثیرات زیست محیطی نشان خواهد داد که چه اقداماتی باید برای کاهش و جلوگیری از آلودگی محیط زیست در معدن و صنایع مرتبط انجام شود تا عملیات معدنی با هدف معدن کاری سبز انجام گیرد و تأثیرات منفی زیست محیطی و اجتماعی در تمام مراحل عملیات به حداقل برسد. پس از انجام مطالعات ضروری، همچنین لازم است که یک طرح جامع بازسازی به کار گرفته شود که استانداردهای مورد نیاز را برآورده سازد.

مطالعه موردی کمی سازی آسیب های زیست-

محیطی معادن در ایران

امروزه با توجه به افزایش جمعیت و شدت فشارهای وارده بر منابع طبیعی، بحران های زیست محیطی در بخش وسیعی از جهان، از جمله کشور ایران پدیدار گردیده است. اگرچه برخی از این مشکلات، منشأ طبیعی دارند لیکن بسیاری از آنها، ناشی از آگاهی نداشتن از رابطه انسان و محیط و روش های نادرست بهره برداری از منابع محیطی است (۸). وضعیت معدن کاری ایران در مؤلفه های مختلف توسعه پایدار در مقایسه با سایر کشورهای معدنی وضعیت مناسبی ندارد و برخی اقدامات در خصوص شیوه برداشت و مدیریت منابع طبیعی و حفاظت از محیط زیست، باعث تضادها و کشمکش های برخاسته از کمبود منابع طبیعی، فروسای محیطی، آلودگی های آب، منابع طبیعی، منابع زیرزمین و هوا گردیده و زمینه های ناامنی را فراهم کرده است. اساساً فعالیت های معدنی بر این اصل بنا شده است که ماده معدنی از یک معدن استخراج و پس از جداسازی کانی های با ارزش، باطله ها و پسماندهای حاصل از فرآوری در جای دیگری انباشته می شوند که در نتیجه

این عمل، منطقه استخراج معادن باعث آلودگی هایی بر محیط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی می گردد. گاهی به دلیل دفع نادرست باطله ها و مهندسی نبودن سدهای باطله و در نتیجه نشتی آب، آب های منطقه آلوده می شود. به عنوان نمونه در شکل ۱، موقعیت قرارگیری کارخانه های فرآوری طلا (پویا زرکان و پارس کانی) نسبت به رودخانه آق دره، ۳۲ کیلومتری شمال شهر تکاب و تأثیر آن بر آلودگی انشعاب های حوضه آبخیز نشان داده شده است. در این منطقه، تشکیل حجم عظیم باطله های حاصل از فعالیت های معدنی، آلودگی های ناشی از زهاب اسیدی و آزاد شدن عناصری چون آرسنیک، جیوه، کادمیم، سرب و روی و نفوذ آنها به آب های زیرزمینی و سطحی و آلودگی هوا باعث از بین رفتن اراضی و منابع طبیعی و تخریب محیط زیست گردیده است (۹). چنین اثراتی جزء لاینفک آثار معدن کاری است. بنابراین در این راستا در کشورهای توسعه یافته، استانداردهایی برای فعالیت های معدن کاری و تعیین حدود آلودگی های مختلف در نظر گرفته شده است. شناسایی تأثیرات و ارزیابی معدن کاری، اولین مرحله از کنترل عوامل زیست محیطی معدن کاری است.



شکل (۱): موقعیت قرارگیری کارخانه های فرآوری طلا با

رودخانه آق دره، شمال تکاب (۹)

ارزیابی آثار زیست محیطی (EIA) ابزاری است که می تواند برای ارزیابی همه مسائل مربوط به توسعه پایدار مورد استفاده قرار گیرد. تحولات اخیر و بهبود در روش های EIA، ارزیابی های کمی تری را برای تعیین آثار عملیات معدن کاری فراهم کرده است. اغلب تفاسیر توسعه پایدار بر اساس ارزیابی های ذهنی انجام می گیرد. از این رو، فیلیپس (۱۰)، با ارائه یک مدل ریاضی به تعریف اصول توسعه پایدار پرداخته است. این مدل، شاخص های توسعه پایدار را به صورت کمی بیان می دارد. در مدل ارائه شده به منظور تعیین سطح و ماهیت توسعه پایدار در پروژه ها و عملیات ها از نتایج EIA به عنوان ورودی مدل استفاده می شود (۱۱ و ۱۰). در این روش به منظور کمی کردن مطالعات، اطلاعاتی همچون؛ زمین شناسی، ژئوتکنیک، هیدرولوژی، آب و هوا و ... از منطقه جمع آوری می شود سپس جهت بررسی تأثیر فعالیت های معدنی، فاکتورهای مؤثر و مؤلفه های زیست محیطی تعیین می گردند. فاکتورهای مؤثر شامل آن دسته از عواملی هستند که در طول معدن کاری می توانند شرایط زیست محیطی از پیش موجود را تغییر دهند. به طور مثال ایلخانی و همکاران در سال ۱۳۹۵ (۱۲)، در معدن سنگ آهن سنگان خواف، استان خراسان رضوی، به منظور ارزیابی آثار زیست محیطی، ۱۹ فاکتور مؤثر در منطقه را بررسی و در قالب جدولی ارائه نمودند از جمله؛ تغییر در کاربری منطقه، تداخل با آب های سطحی و زیرزمینی، انتشار گرد و غبار، روش تخلیه مواد باطله، پساب های خروجی از کارخانه فرآوری و غیره. در این جدول امتیاز اکثر این فاکتورها بین ۰ و ۱۰ تغییر می کند که صفر به معنی بدون تأثیر و ۱۰ نشان دهنده وضعیت

بحرانی است. برخی فاکتورها مانند مسائل اقتصادی و فرهنگی دارای مقداری بین ۱۰- و ۱۰+ می باشند و علامت منفی، اثر مثبت فاکتور را نشان می دهد. در مقابل، مؤلفه های زیست محیطی معدن کاری نیز بخش هایی از محیط زیست هستند که تحت تأثیر فاکتورهای مؤثر قرار می گیرند و بیش ترین تأثیر را بر تولید ناشی از استخراج دارند. این مؤلفه ها به دو گروه؛ مؤلفه های محیطی و مؤلفه های انسانی تقسیم بندی می شوند. مؤلفه های محیطی عبارتند از: اتمسفر (کیفیت هوا، آرامش صوتی)، بیوسفر (اکولوژی)، هیدروسفر (آب های سطحی، آب های زیرزمینی)، لیتوسفر (کاربری منطقه، تأسیسات سطحی، تأسیسات زیرزمینی، چشم انداز و خاک منطقه). مؤلفه های انسانی عبارتند از: سلامتی و ایمنی انسان، مسائل اجتماعی و مسائل اقتصادی. نهایتاً به منظور امتیازدهی فاکتورهای مؤثر سناریوها و جدول هایی برای هر یک از فاکتورها تهیه می شود و جهت امتیازدهی در اختیار کارشناسان و افراد خبره قرار می گیرد. در مرحله بعد، تأثیر فاکتورهای مؤثر بر مؤلفه های زیست محیطی با استفاده از روش ماتریس صورت می پذیرد که در آن یک بعد ماتریس، امتیازات مربوط به فاکتورهای مؤثر و بعد دیگر مربوط به مؤلفه های زیست محیطی است. تأثیر هر فاکتور مؤثر بر هر مؤلفه زیست محیطی توسط شش عبارت؛ بی تأثیر، بسیار کم، کم، متوسط، زیاد و بسیار زیاد به ترتیب با مقادیر کمی، ۰، ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ بیان می شود. هنگام محاسبه به منظور نرمال سازی ماتریس مقادیر وزنی، عناصر بردار ستونی با هم جمع و هریک از این عناصر بر این مجموع تقسیم می شود و با توجه به بازه در نظر گرفته شده برای محدوده

جدول ۲ و شکل ۲ مشاهده می‌شود در معدن سنگ آهن سنگان خواف (۱۲)، مؤلفه‌های کیفیت هوا، سلامتی و ایمنی انسان و آب‌های زیرزمینی به ترتیب با امتیازهای ۴۷/۵۲، ۳۹/۹۲ و ۳۶/۵۵ درصد، بیش از سایر مؤلفه‌ها دچار آسیب شده‌اند. در نهایت می‌توان با توجه به نتایج ارزیابی آثار زیست‌محیطی، پایداری در معدن را با مدل‌های ریاضی تعیین نمود (که موضوع مورد بحث ما در این مطالعه نمی‌باشد).

امتیاز فاکتورهای مؤثر در عدد ۱۰ ضرب می‌شود. برای به دست آوردن امتیاز تأثیر هر مؤلفه زیست محیطی، باید مقدار به دست آمده برای هر فاکتور مؤثر را در ردیف مربوط به آن در ماتریس مقادیر وزنی ضرب کرد. بدین ترتیب تأثیر هر فاکتور مؤثر بر هر یک از مؤلفه‌های زیست‌محیطی به دست می‌آید. در ماتریس به دست آمده مجموع اعداد هر ستون آن بیانگر درصد آسیب زیست‌محیطی برای هر مؤلفه زیست‌محیطی خواهد بود. همانگونه که در

جدول (۲): تأثیرات کلی فاکتورهای مؤثر بر مؤلفه‌های زیست‌محیطی در معدن سنگ آهن خواف (۱۲)

مؤلفه‌های انسانی (H _{NI})			مؤلفه‌های محیطی (E)										مؤلفه‌های زیست‌محیطی
			لیتوسفر					هیدروسفر		بیوسفر	اتمسفر		
مسائل اقتصادی	مسائل اجتماعی	سلامتی و ایمنی انسان	خاک منطقه	چشم انداز منطقه	تأسیسات زیرزمینی	تأسیسات سطحی	کاربری منطقه	آب‌های زیرزمینی	آب‌های سطحی	اکولوژی	آرامش صوتی	کیفیت هوا	
H _{NI3}	H _{NI2}	H _{NI1}	L ₅	L ₄	L ₃	L ₂	L ₁	H ₂	H ₁	B ₁	A ₂	A ₁	فاکتورهای مؤثر
۰	۱/۹۴	۰/۵۴	۲/۸	۲/۷۱	۰	۱	۲/۱۳	۲/۴۹	۳/۷۳	۲/۸	۱/۶۵	۱/۶۵	۱. تغییر در کاربری منطقه
۰	۰	۰	۰	۱/۶۷	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲. وضعیت رؤیت محدوده معدنی
۰	۰	۱/۱۷	۲/۰۵	۱/۴۷	۰	۰	۱/۱۷	۴/۰۸	۱۲/۲۳	۲/۰۵	۰	۰	۳. تداخل با آب‌های سطحی
۲/۹۳	۲/۵۵	۳/۱۴	۳/۶۶	۰	۲/۹۳	۱/۹۶	۲/۰۸	۴/۸۹	۰	۳/۶۶	۰	۰	۴. تداخل با آب‌های زیرزمینی
۰	۰	۷/۱	۱۲/۵	۰	۰	۰	۰	۱۲/۵	۰	۶/۳	۰	۰	۵. پساب‌های خروجی کارخانه
۳/۷۷	۳/۲۴	۸/۰۶	۰	۳/۳۹	۰	۰	۵/۳۵	۰	۰	۰	۸/۳۶	۱۳/۹۳	۶. افزایش در ترافیک منطقه
۷/۱۷	۴/۱۶	۶/۸۴	۰	۶/۵	۰	۹/۵۶	۵/۱۱	۰	۰	۵/۹۸	۰	۸/۸۴	۷. انتشار گرد و غبار
۰	۰	۷/۱	۰	۰	۰	۰	۳/۶	۸/۳	۰	۰	۰	۱۸/۵	۸. انتشار آلاینده‌های ستی در هوا
۰	۰	۱/۶	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲/۸	۹/۸۶	۰	۹. آلودگی صوتی
۰	۰	۰	۰/۶۳	۰/۹۱	۳	۰/۶۷	۰	۰	۰	۰/۶۳	۰	۰	۱۰. لرزش زمین
۰	۰	۰	۰	۰/۹۱	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۱. پرتاب سنگ
۰	۰	۲/۱۳	۵/۶۴	۰	۰	۰	۱/۰۸	۳/۷۵	۳/۷۵	۳/۷۵	۰	۲/۲۲	۱۲. مواد موجود در باطله
۰	۰	۰	۲/۴۵	۱/۷۵	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱/۴۴	۱۳. روش تخلیه مواد باطله
۳/۵۲	۳/۰۶	۰/۶۳	۰	۰	۰	۲/۳۴	۱/۲۵	۰	۰	۰	۲/۹۴	۰	۱۴. میزان اشتغال‌زایی بومی
۰/۸	۰/۹۲	۰/۳۸	۰	۰	۰	۱/۰۶	۰/۵۷	۰/۴۴	۰	۰	۰/۵۹	۰/۷۸	۱۵. کنترل جمعیت
۰/۳	۰/۳۵	۰/۱۴	۰	۰	۰	۰/۲۷	۰/۱۴	۰/۰۸	۰	۰	۰/۲۲	۰	۱۶. توسعه فرهنگی و اجتماعی
۰	۰	۰	۰	۰/۲۴	۱/۶۲	۰	۰/۳۸	۰	۰	۰	۰	۰	۱۷. ناپایداری فضاهای ایجاد شده
۰/۳۳	۰/۲۹	۰/۲۴	۰/۴۱	۰/۴	۰/۶۶	۰/۲۹	۰/۳۹	۰/۱۸	۰/۵۵	۰/۴۱	۰/۳۷	۰/۱۶	۱۸. تمهیدات زیست‌محیطی
۱/۵۸	۰	۱/۱۳	۰	۲/۸۷	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۹. روشنایی
۱۹/۸	۱۵/۸۱	۳۹/۹۲	۳۰/۱۴	۲۲/۸۲	۸/۲۱	۱۶/۶۱	۲۲/۹۷	۳۶/۵۵	۲۰/۲۶	۲۸/۳۸	۲۳/۵۵	۴۷/۵۲	مجموع

[illegible]

معدن سنگ آہن: خواف (۱۲)

بررسی‌های مقدماتی و جمع‌آوری اطلاعات

مراحل مطالعات معدن‌کاری سبز از نظر ملاحظات زیست‌محیطی و ارزیابی تأثیرات در یک منطقه معدنی شامل مراحل همچون؛ جمع‌آوری، کنترل و بررسی داده‌ها، مطالعات اقلیمی و هواشناسی، مطالعه حوضه آبخیز منطقه، مطالعات سنجش از دور و تهیه نقشه‌های مورد نیاز، مطالعات زمین‌شناسی زیرسطحی مرتبط با آب و محیط‌زیست، بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی منابع آب در منطقه مورد مطالعه، بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، مطالعه تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری و اکوسیستم منطقه، مطالعه پتانسیل تولید زهاب اسیدی معادن، بررسی وضعیت اجتماعی-اقتصادی و جوامع انسانی بومی در مناطق تحت بررسی، تهیه پایگاه داده اطلاعات کیفیت آب و محیط زیست مبتنی بر سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS)، نقشه‌برداری از خطرات زیست محیطی و انتخاب محل برای ساخت محل‌های دفن پسماند و سدهای باطله، تحقیقات در مورد تشکیل آلاینده‌ها در کارخانه‌های کنسانتره، گندله، ذوب و تصفیه بر اساس مدل‌های مهندسی فرایند، تحقیقات در مورد نسبت پوشش سبز (فضای سبز باز) در

عملیات معدن‌کاری به طور مستقیم می‌تواند بر تغییرات اقلیمی منطقه اثر بگذارد. این آثار می‌تواند شامل تخریب اکوسیستم، اثرات منفی بر تنوع زیستی، آزادسازی فلزات سنگین، مواد سمی و ذرات معلق از طریق فرایندهای استخراج و فرآوری باشد که در کنار این‌ها استفاده چشم‌گیر از منابع آبی نیز قابل تأمل است. انتشار گازهای گلخانه‌ای (GHGs) در طی فرایندهای ذوب و دیگر فرایندهای بهره‌برداری از آثار منفی معدن‌کاری است. صنعت معدن به تنهایی مسئول ۴ تا ۷ درصد از کل انتشار گازهای گلخانه‌ای جهانی است (۱۳). البته بسیاری از شرکت‌های معدنی در حال کاهش آثار کربنی خود از طریق استفاده بهینه‌تر از سوخت و دیگر منابع انرژی، برقی کردن وسایل نقلیه و استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر

هستند (۱۴). به منظور مطالعات اقلیمی منطقه نیاز است که دما، میزان تبخیر و بارش‌های بلند مدت منطقه، میانگین بارش ماهانه و سالانه، فصل‌های بحرانی سال از نظر بارش تعیین گردد و براساس آن الگوهای آب و هوایی آینده منطقه و وضعیت زیست‌محیطی آن با توجه به اقلیم پیش‌بینی گردد.

حوضه آبخیز منطقه

حوضه‌های آبخیز عمدتاً تحت فعالیت‌های معدن کاری، بواسطه فلزات کمیاب و متالوئیدها آلوده می‌شوند و این معضل گاهی حتی تا سال‌ها پس از پایان فعالیت معدن ادامه دارد. نرخ بالای پراکندگی فلزات از طریق جریان‌های آبی می‌تواند بر زندگی انسان و اکوسیستم منطقه اثرات منفی داشته باشد (۷۵ و ۱۵۶). همچنین به نظر می‌رسد که سرعت جابجایی فلزات با تغییر شرایط اقلیمی افزایش می‌یابد و این امر بر نیاز به درک بهتر و دقیق‌تر سیستم‌های آبی پیچیده تأکید می‌کند (۱۸). به دلیل پیچیدگی کنترل‌های آلودگی فلزات کمیاب، شاخص‌های آلودگی که به طور معمول استفاده می‌شوند، احتمالاً تصویر کاملی از توزیع آلاینده‌ها در یک سیستم حوضه آبخیز ارائه نمی‌دهند. نهایتاً اینکه با تهیه نقشه‌های مربوط به حوضه آبخیز و زیرحوضه‌های منطقه و تعیین مسیرهای آبی، انجام عملیات فیزیوگرافی و تعیین ورودی و خروجی‌های آب، شناسایی مسیر آبراهه‌ها و رواناب‌های سطحی و ترسیم هیدروگراف برای آن‌ها، تعیین پتانسیل خطر سیلاب، تعیین مرزهای حوضه آبخیز و انجام محاسبات تراز آب و تعیین خطرات و ریسک‌های زیست‌محیطی در مقیاس حوضه آبخیز شاید بتوانیم تا

حدودی نسبت به آلودگی حوضه آبخیز در منطقه مطالعاتی درک بهتری داشته باشیم.

مطالعات سنجش از دور

طی عملیات معدن‌کاری به دلیل رهاسازی مقادیر زیادی از پسماندهای جامد (پسماندهای معدنی) و شیرابه‌ها با غلظت‌های زیادی از عناصر سمی بالقوه، اکوسیستم‌های بی‌شماری آسیب می‌بینند. سنگ‌های محلی حاوی طلا اغلب با عناصری همچون آرسنیک، کادمیم، مس، آنتیموان، سرب و روی همراهند و یکی از مشکلات زیست‌محیطی مرتبط با پسماندهای معدنی، مربوط به پخش و گسترش این عناصر در محیط است. پراکندگی آلاینده‌ها می‌تواند به وسیله روش‌های فیزیکی همچون؛ فرسایش و حمل و نقل توسط باد و باران و یا از طریق تغییرات آن‌ها، تحرکات شیمیایی، حل شدن و حمل و نقل در یک محیط آبی اتفاق بیافتد (۲۲، ۲۱، ۲۰، ۱۹) با وجود رابطه بین بازتابندگی در مطالعات سنجش از دور و نوع خاک از جمله باطله‌های معدنی و وجود عناصر سمی، این امکان را برای ما ایجاد می‌کند تا در حد زیادی هزینه‌ها، ریسک نمونه‌برداری و زمان بررسی را کاهش دهیم (۲۳). در واقع سنجش از دور امکان پایش تغییرات محیطی ناشی از فعالیت‌های معدنی را برای ما فراهم می‌کند. آلودگی به فلزات سنگین در رسوبات رودها با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای چند طیفی (Hyper Spectral) قابل ردیابی و تبدیل به نقشه است و به خوبی می‌توان ارتباط میان ساختار پوشش گیاهی و درجه آلودگی آن به فلزات سنگین را مورد بررسی قرار داد. به طور مثال؛ شاخص‌هایی مانند NDVI (شاخص نرمال شده تفاوت پوشش گیاهی) و یا سایر شاخص‌های مرتبط با بازتابندگی

اثر تخریبی آن بر سیستم هیدروژئولوژیکی منطقه کمک کرد.

بررسی وضعیت کیفی منابع آبی

به منظور تدوین یک برنامه جامع به جهت ارزیابی روش‌های تصفیه آب و فاضلاب و برنامه-ریزی برای دفع پسماندها، همچنین بررسی ویژگی-های کمی و کیفی آب ورودی به معادن و کارخانه‌ها و توسعه استراتژی‌های مناسب برای بازیافت آب و افزایش کارایی آب‌های فرایندی نیاز است قبلاً بررسی پارامترهای کیفیت آب همچون pH، EC، Eh، شوری، دما و اکسیژن محلول، غلظت عناصر ردیاب، آنیون‌ها و کاتیون‌ها، مطالعات هیدروژئوشیمیایی و ایزوتوپی صورت پذیرد.

ویژگی خاک منطقه

خاک برای مبارزه با تغییرات اقلیمی، حفاظت از سلامت انسان، حفظ تنوع زیستی و اکوسیستم‌ها و تضمین امنیت غذایی بسیار حیاتی است. آلودگی خاک چه به وسیله مواد آلی چه غیرآلی، به اکوسیستم و سلامت انسان آسیب می‌زند. فلزات سنگین در غلظت‌های مضر بسیار زیان‌آور هستند و فعالیت‌های معدنی یکی از منابع اصلی آلودگی خاک به شمار می‌روند. بر اساس مطالعات انجام شده، برخی از عوامل که بر جذب مواد معدنی از جمله فسفر تأثیر می‌گذارند، شامل زمان، pH خاک، ماده آلی خاک و اکسیدهای آهن و آلومینیوم موجود در خاک هستند. از سویی دیگر، خاک به طور بالقوه می‌تواند یک مخزن مؤثر برای حذف یون‌های بالقوه خطرناک از محیط زیست باشد. خاک‌ها می‌توانند این کار را از طریق کاهش قابلیت زیستی آلاینده، یعنی در دسترس

خاک همچون SAVI و ARVI کمک می‌کنند تا اثرات آلودگی بر سلامت گیاهان اطراف مورد ارزیابی قرار گیرد. همچنین با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و سنجنده‌ها می‌توان تغییرات آلاینده‌های مختلف را در جو نیز اندازه‌گیری نمود. با پردازش تصاویر ماهواره‌ای برای تعیین مدل ارتفاع دیجیتال (DEM)، آماده‌سازی مدل ارتفاع دیجیتال دقیق با استفاده از فناوری UAV و تهیه تصاویر هوایی، تعیین نوع خاک و نفوذپذیری آن، تعیین نوع و چگالی پوشش گیاهی در منطقه، استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و UAV برای تهیه شماره منحنی رواناب (CN) و انجام تحلیل‌های ژئوشیمیایی و بافتی می‌توان به خوبی پسماندهای معدنی و سطح آلودگی در منطقه را مشخص کرد.

زمین‌شناسی زیر سطحی

فرایند کمی‌سازی ژئوفیزیکی برای ویژگی‌یابی هیدروژئولوژیکی در مطالعات محیط‌زیستی بسیار حائز اهمیت است (۲۴). به طوری که با مطالعات زیرسطحی و درک سیستم هیدروژئولوژیکی منطقه امکان کاهش اثرات منفی زیست‌محیطی در سایت-های تخلیه باطله و گالری‌ها بهتر فراهم می‌گردد. با استفاده از تکنیک‌هایی همچون انکسار لرزه‌ای و MASW (تجزیه و تحلیل موج سطحی چندگانه) امکان شناسایی بهتر ضخامت نهشته‌های مربوط به پسماندهای معدنی نیز فراهم می‌شود. در کنار آن با ارزیابی فعالیت‌های تکتونیکی، شناسایی شکستگی‌ها و گسل‌ها، تعیین مسیرهای جریان سطحی و زیرزمینی و انتقال آلاینده‌های بالقوه از طریق سیستم جریان آب زیرزمینی در منطقه و الحاق آن به سفره-های آب زیرزمینی می‌توان به کنترل این آلاینده‌ها و

بودن عنصر برای جذب توسط گیاهان، انجام دهند و بدین ترتیب از ورود آن به زنجیره غذایی جلوگیری کنند و یا با کاهش تحرک آلاینده از ورود آن به منابع آبی از طریق شستشو جلوگیری کنند. این توانایی خاک به طور مؤثر اساساً به ترکیب معدنی خاک و تأثیر عوامل دیگر بر واکنش‌های فیزیکوشیمیایی بین مواد معدنی خاص خاک و آلاینده‌های خاص بستگی دارد. pH خاک که توسط پن و کامبراتو به عنوان "متغیر اصلی" در شیمی خاک نامیده شده است، نقش مهمی در این فرایندها ایفا می‌کند (۲۵). لذا به منظور شناسایی اینکه یک خاک خاص تا چه حد می‌تواند در جذب و غیر فعال‌سازی آلاینده‌ها مؤثر باشد و از این طریق آن‌ها را از محیط حذف کند، درک شیمی پایه‌ای خاک که در واکنش‌های معدنی خاک و آلاینده‌ها دخیل است، ضروری است. نهایتاً اینکه با ارزیابی نفوذپذیری واحدهای سنگی مختلف، بررسی رادیومتریکی و نقشه برداری از انتشار مواد رادیواکتیو، نمونه‌برداری و تعیین محتوای عناصر ردیاب، آنیون‌ها و کاتیون‌ها در انواع مختلف خاک می‌توان تأثیرات ناشی از گشایش معادن و انتشار آلاینده‌ها از کارخانه‌های موجود را تا حدودی تخمین زد.

تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری

فعالیت‌های معدنی یکی از علل تخریب محیط زیست گیاهان و جانوران است. این عملیات از نظر توزیع و پخش کربن بر اکوسیستم اثر می‌گذارد و این امر هم مستقیماً بر کیفیت زندگی انسان، غنا، فراوانی و تنوع جوامع زیستی مؤثر خواهد بود (۲۶) از مهم‌ترین تأثیرات حذف سبز، تغییر در دسترسی به غذا،

آب و زیستگاه حیات وحش است. تأثیرات عناصر سمی بر رفتار حیوانات ناشی از مکانی است که فلزات سنگین از معادن استخراج می‌شوند. این فلزات سنگین در خاک و آب‌های رودخانه، نزدیک به منطقه معدنی، رسوب می‌کنند. در خاک، فلزات سنگین سمومی ایجاد می‌کنند که منجر به آلودگی خاک می‌شود. در خاک، این آلاینده‌ها به گیاهان و میکروارگانیسم‌هایی آسیب می‌زنند که نقش مهمی در اکوسیستم ایفا می‌کنند. همچنین حیات وحش تحت تأثیر این سموم، دچار جهش و ناهنجاری در سیستم زیستی خود می‌شود. قابل ذکر است در حالیکه برخی گونه‌ها در برابر این اختلالات انسانی مقاوم هستند، برخی دیگر به طور کامل در منطقه آلوده، ناپدید می‌شوند (۲۷). از سویی دیگر، انفجار مین و آتش‌بار نیز مشکلات جدی برای حیواناتی ایجاد می‌کنند که به صدا حساس هستند و این موضوع بر روند تولیدمثل آن‌ها نیز مؤثر خواهد بود (۲۸) و نتیجه این می‌شود که حیوانات به محیط دیگری مهاجرت می‌کنند و به راحتی در معرض انواع مختلفی از حیوانات شکارچی قرار می‌گیرند (۲۹). از دیگر آثار منفی فرایند معدن‌کاری، تعداد بالای برش‌ها در توده‌های سنگی است، این برش‌ها تأثیرات منفی بر پوشش گیاهی طبیعی ایجاد می‌کنند مانند: pH پایین، تمرکز فلزات سمی، ظرفیت پایین نگهداری آب و سطوح پایین مواد مغذی گیاهی (۳۰). بنابراین شناسایی گونه‌های گیاهی جاذب آلودگی در منطقه، نمونه‌برداری از آن‌ها به جهت تخمین غلظت فلزات سنگین، شناسایی تنوع جانوری و تعیین استراتژی‌های کنترلی به منظور کاهش آسیب

به اکوسیستم گیاهی و جانوری، از جمله راهکارهایی است که در معدنکاری سبز انجام می‌گیرد.

پتانسیل تولید زهاب اسیدی معادن (AMD)

آب زهکشی اسیدی معدن (AMD) زمانی تشکیل می‌شود که مواد معدنی سولفیدی در عمق زمین در طول استخراج معادن و دیگر حفاری‌های بزرگ در معرض آب و اکسیژن قرار می‌گیرند. با قرار گرفتن در معرض این عوامل، بیش‌تر مواد معدنی سولفیدی اکسید شده و منجر به تولید اسید سولفوریک، یون‌های فلزی و سولفات می‌شوند که اگر درمان نشوند، به آب‌های سطحی یا زیرزمینی وارد می‌شوند (۳۱). pH این آب‌های اسیدی بین ۲ تا ۸ متغیر است. با ورود AMD به آب‌های سطحی بدلیل واکنش مواد معدنی سولفیدی، منجر به آزاد شدن اسید سولفوریک و فلزات سنگین در محیط می‌شود که این ترکیب سمی می‌تواند به شدت به اکوسیستم‌ها آسیب برساند به طوریکه این آب برای مصارف انسانی و کشاورزی غیرقابل استفاده شود (۳۲-۳۳). بزرگ‌ترین منبع ورود آب اسیدی معادن (AMD) به جوی‌ها و دریاچه‌ها، زمین‌های معدنی متروکه‌ای است که استخراج شده و بدون بازسازی رها شده‌اند (۳۴). موارد حاوی سولفید در سطح زمین رها شده‌اند و بدون بازسازی، به تولید اسید معدن (AMD) ادامه می‌دهند و بدین ترتیب یون‌های فلزی و اسید سولفوریک را به محیط زیست آزاد می‌کنند. امروزه برای مقابله با این تخلیه‌های مشکل‌ساز، بازسازی و درمان به کار گرفته شده است که در طول ۴۰ سال گذشته به طور قابل توجهی مقدار آب‌های اسیدی معدن (AMD) را به رودخانه‌ها کاهش داده است

(۳۵-۳۶). نوع درمان به ترکیب AMD و سطح اسیدیته، ترکیب فلزی و غلظت یک منبع AMD مشخص، به نوع و مقدار کانی‌های سولفیدی (تولیدکننده اسید) و کانی‌های خنثی‌کننده اسید (کربناتی) موجود در سنگ‌های رخنمون یافته بستگی دارد (۳۶،۳۷). محتوای کربنات پوششی زمین تعیین می‌کند که آیا پتانسیل خنثی‌سازی یا پایه کافی برای مقابله با اسیدی که از اکسیداسیون سولفید تولید شده است، وجود دارد یا خیر. از میان انواع مختلف ترکیبات خنثی‌کننده اسید که در سنگ‌ها وجود دارند، تنها کربنات‌ها (و برخی از خاک‌ها) به مقدار کافی وجود دارند تا به طور مؤثر سنگ‌های تولیدکننده اسید را خنثی کنند. البته که نرخ واکنش‌ها یا سینتیک این مواد بسیار مهم است. به عنوان مثال، اکسیداسیون سولفید معمولاً به سرعت انجام می‌شود در حالی که انحلال سنگ آهک کندتر است و برای واکنش سریع به شرایط اسیدی نیاز دارد. بنابراین ارزیابی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی واحدهای زمین-شناسی و سنگ‌های باطله و مطالعه پتانسیل تولید اسید در دپوی پسماندها و بکارگیری استراتژی‌های نظارت و کنترل برای محدود کردن تولید زهاب اسیدی معدن و پیشنهاد رویه‌های عملیاتی به منظور کاهش آسیب به محیط زیست از جمله ملزومات کنترل آسیب‌های معدنکاری به محیط زیست است.

وضعیت اجتماعی-اقتصادی و جوامع انسانی

یومی

دولت‌ها و شرکت‌های معدنی اغلب جنبه‌های اجتماعی تعطیلی معادن و اهمیت و پیچیدگی آن‌ها را نسبت به مسائل مالی، زیست‌محیطی و فنی تعطیلی

معادن دست‌کم می‌گیرند (۳۸). ابعاد اجتماعی استخراج منابع همواره چالش‌هایی را برای صنایع استخراجی به همراه داشته است. این ابعاد شامل ملاحظات جنسیتی، حقوق بشر، توسعه انسانی و میراث فرهنگی می‌باشند. این ریسک‌ها و چالش‌ها به‌ویژه در پایان چرخه عمر معدن شدت بیشتری پیدا می‌کنند، زمانی که چالش‌های متعددی همزمان می‌شوند. تأثیرات اجتماعی تعطیلی معادن معمولاً به سطح وابستگی محلی به استخراج منابع مرتبط است (۳۹) و ذینفعان انتظار دارند که شرکت‌های معدنی به‌طور پیشگیرانه به این تأثیرات اجتماعی رسیدگی کنند. متأسفانه، صنعت معدن هنوز نتوانسته است قابلیت‌های لازم برای عملکرد خوب اجتماعی را به منظور کاهش مداوم ریسک‌های اجتماعی ایجاد کند. در نتیجه، تأثیرات اجتماعی تعطیلی معادن می‌تواند منجر به بی‌تفاوتی، بیگانگی و ناپایداری اجتماعی شود. برای مثال، بسیاری از معدنچیان زغال‌سنگ در بریتانیا زمانی که معادن تعطیل شدند، احساس شدیدی از انزوا و از دست دادن هویت را تجربه کردند و این از دست دادن هویت به این دلیل بود که محل کار آن‌ها ساختارهای اجتماعی را فراهم کرده بود که به عنوان مرکزی برای روابط خانوادگی، محلی و طبقاتی عمل می‌کرد (۴۰). هر چند احتمال آن کم است که افراد و گروه‌های اجتماعی در دوره‌های انتقال، سختی‌های اقتصادی-اجتماعی یکسانی را تجربه کنند ولیکن به طور کلی هنوز توجه کمی به اثرات اقتصادی-اجتماعی تعطیلی معادن صورت می‌گیرد. نهایتاً اینکه به جهت انجام فرایند معدن‌کاری سبز می‌بایست ارزیابی وضعیت اجتماعی - اقتصادی جوامع انسانی محلی، جمع‌آوری اطلاعات لازم

درباره مشاغل، توزیع جمعیت، درآمد نسبی و معیشت جوامع محلی و برنامه‌ریزی و ارائه راه‌حل‌هایی برای تعامل سازنده بین جوامع محلی و مجتمع‌های صنعتی و معدنی را جزء اولویت‌ها قرار داد.

تهیه پایگاه داده مبتنی بر سیستم اطلاعات جغرافیایی

در این مرحله لازم است که تمام لایه‌های داده مورد نیاز برای برنامه جامع معدن‌کاری سبز جمع‌آوری، دیجیتایز و به نرم افزار GIS انتقال داده شود. تا در زمان لازم با مدیریت پایگاه داده بتوان بهترین و مناسب‌ترین مدل را برای هر معدن با ویژگی‌های خاص خود ارائه نمود.

انتخاب مناسب محل دفن پسماند و سدهای باطله

زهکشی معادن از اصلی‌ترین پسماندهای مایع هستند. از آنجا که معمولاً از آب برای فرآوری سنگ معدن استفاده می‌شود، پسماندهای مایع و جامد اغلب در برنامه‌ریزی دفع پسماند به‌طور مشترک در نظر گرفته می‌شوند. آلاینده‌های زیست‌محیطی در هر دو نوع پسماند جامد و مایع ممکن است شامل فلزات سنگین و نمک‌های فلزی، مواد شیمیایی فرآیندی که برای بازیابی مواد معدنی استفاده می‌شوند (مانند سیانید یا جیوه) و سایر آلودگی‌ها در سنگ معدن (مانند آرسنیک و سلنیوم) باشد. غالباً تجمعات باطله ممکن است به آلودگی از طریق سرریز آب‌های آلوده به آبراه‌های اطراف کمک کنند. در برخی موارد، شکست فاجعه‌بار سدهای باطله موجب مسدود شدن جویبارها و پوشاندن سواحل آن‌ها با سیلابی از مواد ریز آسیاب شده است و در بدترین حالت، فروریختن سدهای باطله باعث

آسیب‌های گسترده‌ای به زمین‌ها و همچنین مرگ و میر انسان‌ها شده است. ذرات معلق در هوا که از توده‌های سرباره و برکه‌های باطله به هوا می‌روند نیز از دیگر مواد مضر است که باعث آلودگی اکوسیستم می‌گردد. در متن ۱۹۳۴ "تکنیک‌ها و تمدن"، لوئیس مامفورد ارتباطی بین معدنکاری و استثمار تاریخی طبیعت و انسان برقرار می‌کند. برای مامفورد، جستجوی مواد معدنی نمایانگر ترک محیط ارگانیک به نفع قلمرو غیر ارگانیک و زیرزمینی است؛ در نتیجه، پسماندهای ناشی از معدنکاری و متالورژی، جهان طبیعی در سطح را نابود می‌کند. به عنوان مثال، در معدن اوک تیدی در پاپوا گینه نو، دفع غیرقابل کنترل باطله‌ها و تزریق آن به رودخانه اوک تیدی اکوسیستم محلی و معیشت ساکنان بومی منطقه را نابود کرد و باعث اعتراضات محلی و بین‌المللی و همچنین پرونده‌های قضایی بعدی شد. در شرایطی که برخی معادن به دلایل مختلف از جمله مسائل مالی تعطیل و رها می‌شوند، مواد زائد انباشته شده همچنان خطرات زیست محیطی را به دنبال دارد و برآورد می‌شود که میلیون‌ها سایت معدن رها و متروکه در سراسر جهان، به عنوان یک خطر بالقوه زیست محیطی وجود دارند. لازم به ذکر است همیشه معادن بزرگ معضل زیست محیطی نبوده بلکه در کشورهای در حال توسعه، میلیون‌ها معدنچی غیرمجاز درگیر استخراج‌های کوچک و سستی هستند که هریک سهم قابل توجهی در آلودگی آب دارند. با انجام مطالعات یکپارچه به منظور شناسایی مکان‌های آلوده و دیگر مناطق با ریسک بالا، همچنین نقشه برداری از مناطق آسیب پذیر و با استفاده از تحلیل فضایی سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) می‌توان

محل مناسبی را برای ساخت جایگاه‌های دفن پسماند جدید و مکان‌های دفن باطله و کارخانه‌ها در آینده ارائه داد.

آلاینده‌های مربوط به کارخانه‌های کنسانتره، گندله، ذوب و تصفیه

فلزات سنگین اصطلاحی است که معمولاً در کنار لغات آلودگی و پتانسیل سمی یا اکوتوکسیک بکار می‌رود و به گروه خاصی از عناصر با خاصیت فلزی، نیمه‌فلزی اطلاق می‌گردد. از جمله این فلزات و نیمه فلزات با اهمیت زیست محیطی می‌توان به آذین، کادمیوم (Cd)، کروم (Cr)، مس (Cu)، سرب (Pb)، جیوه (Hg)، نیکل (Ni)، سلنیوم (Se)، مولیبدن (Mo)، روی (Zn)، تلوریم (Tl)، آنتیموان (Sb) اشاره داشت (۴۱). فرایند مدرنیزاسیون سریع در چین منجر به نگرانی‌های قابل توجهی در مورد مسمومیت زمین‌های کشاورزی به وسیله فلزات سنگین (HMs) شده است. در چین، درصد قابل توجهی از خاک‌های آلوده کشاورزی، که حدود ۸۲ درصد تخمین زده می‌شود، شامل آلاینده‌های معدنی سمی مانند سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، کروم (Cr) و آرسنیک (As) هستند (۲۴ و ۴۳). دره شیانگ‌جیانگ

(Xiangjiang Valley) منطقه‌ای مهم در استان هونان چین است که نقش حیاتی در استخراج، فرآوری و تصفیه فلزات غیرآهنی و نادر ایفا می‌کند. این منطقه همچنین یک قطب حیاتی برای فعالیت‌های مختلفی مانند کشاورزی، تأمین آب برای مصارف خانگی و آبیاری، حمل و نقل و ماهی‌گیری به شمار می‌رود (۴۴). با این حال، آب نزدیک به کوره ذوب دارای آلودگی قابل توجهی است که

سطوح بالایی از فلزات سنگین (HMs) را در خود نشان می‌دهد. علاوه بر این، آب چاه‌های تأثیرپذیر در منطقه نیز ممکن است آلوده شده باشند. بنابراین با نمونه‌برداری از نقاط مختلف سیستم فرآوری کنسانتره و گندله، ذوب و تصفیه و بررسی وضعیت سیستم‌های تولید پسماند و روش‌های دفع پسماند و ارزیابی وضعیت سلامت کارکنان در کارخانه‌ها در مناطق با ریسک بالا می‌توان در مسیر شناخت شاخص‌های آلودگی در معدن‌کاری سبز گام برداشت.

گسترش فضای سبز در محدوده معادن

با توجه به اینکه سایت‌های معدنی اغلب در نزدیکی شهرها و روستاها قرار دارند، سیاست-گذاری‌های مدیریت زمین می‌بایست طراحی گردد تا سلامت کاکنان به عنوان یک مسئله اولویت‌دار حفظ شود. همچنین این موضوع می‌بایست در راستای توافق نامه سبز اروپا و استراتژی تنوع زیستی اتحادیه اروپا برای سال ۲۰۳۰ انجام گیرد (۴۵). این توافق-نامه اروپایی در زمینه جنگل‌کاری، احیای جنگل و کاشت درختان به منظور حمایت از تنوع زیستی، شامل اصول و روش‌هایی است که هدف آن ارتقاء سلامت و کارایی جنگل‌ها در راستای حفظ تنوع زیستی و افزایش ظرفیت جذب کربن است. این راهنماها به ویژه بر روی ترکیب فعالیت‌های جنگل‌کاری با کشاورزی و مدیریت پایدار جنگل‌ها تمرکز دارند تا به بهبود وضعیت اکوسیستم‌ها و افزایش مزایای اجتماعی-اقتصادی کمک کنند (۴۶). بنابراین، در چارچوب اقتصاد سبز-گردشی، احیای سایت‌های معدنی امروزه به‌خوبی مورد حمایت

جامعه علمی قرار دارد و در بیست سال گذشته، تلاش‌های مهمی در منطقه مدیترانه انجام شده است (۴۷). برای تحقق این امر و روشن‌تر شدن تعاملات پیچیده بین گیاهان و مواد خاک/پسماندها، نیاز به یک رویکرد چندرشته‌ای است که شامل ژئوشیمی، بیوشیمی، ژئوبوتانی، مهندسی محیط زیست، کانی‌شناسی و میکروبیولوژی می‌باشد. به عنوان مثال، حتی اگر بسیاری از گیاهان بتوانند فلزات (لوید) بسیار سمی را جذب کنند، تنها گیاهان خاصی قادر به جذب غلظت‌های بالایی از آن‌ها و انتقال آن‌ها از ریشه به آوندها و سپس به سلول‌های برگ هستند. با این حال، دسترسی زیستی فلزات (یا شبه‌فلزات) به عوامل متعددی بستگی دارد، از جمله شیمی خاک، بافت خاک و دسترسی به جوامع میکروبی مرتبط با گیاهان که به تحمل، نگهداری و انتقال فلزات (یا شبه‌فلزات) توسط گیاهان کمک می‌کنند (۴۷، ۴۸). در این راستا، انتخاب مناسب‌ترین گونه‌ها و استفاده از گیاهان بومی به دلیل قابلیت سازگاری بالا و حفظ مجموعه گیاهی طبیعی مناطق، ترجیح داده می‌شود. نتیجتاً اینکه، آگاهی از دینامیک پوشش گیاهی در محیط‌های معدنی می‌تواند اطلاعات ضروری برای برنامه‌ریزی طرح‌های بهسازی کارآمد و مؤثری را فراهم کند.

ارزیابی اثرات زیست محیطی برای تحقق توسعه پایدار

ارزیابی اثرات زیست محیطی (EIA) روشی است که در آن اثرات ناشی از اجرای یک پروژه یا عملیات بر محیط زیست بررسی و پیش‌بینی می‌شود تا در هنگام اجرای پروژه، با توجه به شناخت وضعیت

موجود و نوع اثرات، عملیات به صورتی انجام گیرد که کمترین اثر مخرب را بر محیط زیست وارد کند؛ به عبارت دیگر، بررسی، تجزیه و تحلیل و ارزیابی فعالیت‌های برنامه‌ریزی شده برای اطمینان از صحت زیست‌محیطی و توسعه پایدار در هر منطقه، ارزیابی آثار زیست محیطی (EIA) نامیده می‌شود. در واقع، EIA ابزار اصلی دستیابی به هدف «معدنکاری پایدار» است (۴۹) و به دلیل توانایی آن در ارزیابی شاخص‌های محیطی، اجتماعی و اقتصادی از دیدگاه محققان مختلف (۵۰،۵۱،۵۲،۵۳) ابزار مناسبی برای تحقق «توسعه پایدار» به شمار می‌رود. EIA شامل روش‌هایی مانند چک لیست، ماتریس، شبکه همپوشی، ارزیابی سریع و ... است. از میان روش‌های مختلفی که در زمینه ارزیابی اثرات محیط زیستی پروژه‌های گوناگون پیشنهاد و در مطالعات مختلف از آن استفاده شده، روش موسوم به «ارزیابی سریع اثرات (RIAM)» یا به اختصار «ماتریس سریع» است که در آثار بسیاری از محققان مختلف (۵۴ و ۵۵) مشاهده می‌شود (جدول ۳). نهایتاً اینکه برای تعیین وضعیت کلی پروژه از لحاظ سهم اثرات مثبت و منفی و تعیین وضعیت نهایی پایداری و ناپایداری آن، از روشی به نام «مدل ریاضی فیلپس (۴۹)» استفاده می‌گردد. در بین روش‌های گوناگون ارزیابی پیامدهای محیط زیستی (۵۵)، ماتریس سریع ارزیابی پیامد (RIAM) که به ماتریس سریع پاستاکیا نیز معروف است (۵۶)، می‌تواند به صورت عینی و مفهومی به ارزیابی و مقایسه گزینه‌های موجود در طرح‌ها و پروژه‌ها پردازد و نتایج را به صورت شفاف و گویا در قالب جدول و نمودار نمایش دهد (۵۵ و ۵۶). در روش RIAM، آثار زیست محیطی

معدن بر هر یک از محیط‌های چهارگانه شاخص-های فیزیکی- شیمیایی، بیولوژیکی- اکولوژیکی، اجتماعی- فرهنگی و اقتصادی- فنی ارزش‌گذاری می‌شوند. برای هر یک از اجزای محیط زیست، یک نمره با استفاده از روش ماتریس سریع منظور می‌گردد. پس از انجام ارزیابی بر اساس معیارهای این ماتریس، دامنه و اهمیت اثرات مشخص می‌شود (۵۷). جدول ۳ و ۴ به ترتیب بیانگر معیارهای ارزیابی RIAM و تبدیل امتیازات محیط زیستی به دامنه‌ها در روش پاستاکیا (۵۶) می‌باشد.

جدول (۳): معیارهای ارزیابی RIAM (۵۶)

معیارها	مقیاس	توصیف
A۱	۴	اهمیت ملی و بین‌المللی
	۳	(شعاع اثرگذاری) اهمیت منطقه ای و محلی
	۲	اهمیت برای مناطق حاشیه محل
	۱	فقط دارای اهمیت برای شرایط محلی
	۰	بدون اهمیت
A۲	۳	اثر بسیار زیاد
	۲	(بزرگی اثر) اثر معنی دار مثبت
	۱	اثر مثبت
	۰	بی اثر
	-۱	اثر منفی
B۱	-۲	اثر معنی دار منفی
	-۳	اثر بسیار منفی
	۱	بدون تغییر
	۲	(پایداری) موقتی
	۳	دائمی
B۲	۱	بدون تغییر
	۲	(برگشت پذیری) برگشت پذیر
	۳	برگشت ناپذیر
	۱	بدون اثر
	۲	(تجمع پذیری) اثر غیرتجمعی (منفرد)
B۳	۳	اثرات تجمعی و تشدید شونده

است (۵۸). در ارزیابی چرخه حیات، پارامترهای مختلفی برای کنترل و کاهش آلودگی محیط زیست مورد بررسی قرار می‌گیرند از جمله: میزان انرژی مصرفی در تولید، استفاده و دفع یک محصول، میزان آب مصرف شده، میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای، میزان انتشار آلاینده‌های مختلف هوا، آب و خاک (ذرات معلق، نیتروژن، گوگرد، مواد سمی)، میزان تولید پسماندهای خطرناک و میزان استفاده از منابع تجدید ناپذیر. در ارزیابی چرخه حیات (LCA) به تمام تأثیرات بالقوه، چه مستقیم و چه غیرمستقیم، محلی یا جهانی، توجه می‌گردد. اگرچه که تا به امروز، استفاده از LCA در تحلیل آثار زیست‌محیطی (EIA) رایج نبوده است و این استفاده محدود از ارزیابی چرخه حیات (LCA) شاید تا حد زیادی به دلیل دشواری در کمی‌سازی ورودی و خروجی اطلاعات بوده باشد (۵۹،۶۰). نهایتاً اینکه با انجام بازدیدهای میدانی، انجام نمونه‌برداری و دیجیتالیز کردن داده‌ها در نرم‌افزارهای LCA مانند نرم‌افزار پیشرفته Sima Pro، می‌توان تأثیرات محیطی محصولات معدنی را از زمین تا مصرف، مدل‌سازی و ارزیابی کرد.

توسعه برنامه‌های جامع مدیریت سبز در معادن و صنایع معدنی

در بخش بالا، تا حدودی به شناسایی وضعیت کنونی، موانع و مشکلات پیش‌رو در طراحی فناوری معدن‌کاری سبز پرداخته شد. در این قسمت به ارائه برنامه‌ای جامع بر مبنای فناوری معدن‌کاری سبز می‌پردازیم.

جدول (۴): تبدیل امتیازات محیط زیستی به دامنه‌ها (۵۶)

توصیف محدوده	محدوده تغییرات	امتیاز محیط زیستی
تغییرات		
اثرات بسیار مثبت	+E	+۷۲ تا +۱۰۸
اثرات مثبت معنی‌دار	+D	+۳۶ تا +۷۱
اثرات مثبت متوسط	+C	+۱۹ تا +۳۵
اثرات مثبت	+B	+۱۰ تا +۱۸
اثرات مثبت اندک	+A	+۱ تا +۹
بدون تغییر	N	۰
اثرات منفی اندک	-A	-۱ تا -۹
اثرات منفی	-B	-۱۰ تا -۱۸
اثرات منفی متوسط	-C	-۱۹ تا -۳۵
اثرات منفی معنی‌دار	-D	-۳۶ تا -۷۱
اثرات بسیار منفی	-E	-۷۲ تا -۱۰۸

ارزیابی چرخه حیات (LCA)

ارزیابی چرخه حیات (LCA) یک رویکرد جامع است که تمام تأثیرات محیطی بالقوه‌ای را که توسط یک فعالیت ایجاد می‌شود، در نظر می‌گیرد و می‌تواند به عنوان یک ابزار قدرتمند در جهت ارزیابی و کاهش اثرات زیست‌محیطی محصولات یا فرایندها در طول کل چرخه حیات آن‌ها عمل نماید و نهایتاً این روش می‌تواند به کنترل آلودگی محیط زیست ناشی از فرایند معدن‌کاری کمک کند. با شناسایی نقاط بحرانی، بهینه‌سازی فرایندها، انتخاب مواد اولیه پایدارتر و مدیریت پسماند بهتر و کارآمدتر با استفاده از نتایج LCA می‌توان انتشار آلاینده‌ها را کاهش داد. این تکنیک اگرچه در ابتدا بر روی محصولات و خدمات متمرکز بود، دامنه کاربرد آن به تازگی به سازمان‌ها، از جمله سایت‌های خاص گسترش یافته

یکی از این راهکارها؛ - توسعه برنامه جامع آب است. شناسایی آب‌های فرایندی در کارخانه‌های فرآوری مواد معدنی، ارزیابی روش‌های تصفیه آب و فاضلاب و برنامه‌ریزی برای دفع پسماندها، نمونه- برداری مستمر و تعیین ویژگی‌های کمی و کیفی آب ورودی به معادن و کارخانه‌ها، توسعه استراتژی‌های مناسب برای بازیافت آب و افزایش کارایی آب‌های فرایندی، محاسبه مقدار آب مجاز مورد استفاده و طراحی یک استراتژی جامع برای مصرف آب و بازیافت در آینده از جمله راهکارهایی است که می- توان در راستای مدیریت آب رقم زد. مورد دیگر؛ - توسعه یک برنامه جامع برای مدیریت پسماند است که در این بخش نیز می‌توان با تعیین دقیق ویژگی- های کمی و کیفی پسماندهای تولید شده و روش- های دفع پساب‌های صنعتی و انتخاب محل برای باطله‌ها و پسماندهای معدنی، همچنین توسعه سناریوهای ممکن برای مقابله با اثرات بالقوه بهداشتی پسماندها و برنامه‌های جامع بازیافت به این مهم دست یافت. مورد سوم؛ - تهیه برنامه‌ای جامع برای مدیریت فضاها و سبز است. بررسی استراتژی- های بهبود فضاها و سبز موجود بر اساس استانداردهای سازمان محیط زیست و شناسایی انواع گیاهان مناسب برای رشد در توسعه فضاها و سبز می‌تواند به طور قابل توجهی در خنثی‌سازی آثار منفی فعالیت‌های معدنی و توسعه پایدار نقش داشته باشد. ارائه برنامه جامع مدیریت کیفیت هوا، از دیگر راهکارهای معدنکاری سبز است که به ارزیابی شرایط هواشناسی، ارزیابی ویژگی‌های توپوگرافی، ارزیابی گازهای منتشر شده، ذرات و ترکیبات آن‌ها در جو و مقایسه با مقادیر استاندارد، ارزیابی تجمع آلاینده‌ها و

تعیین شعاع تأثیر آن‌ها در اطراف مجتمع‌های معدنی، پیش‌بینی خطرات ناشی از آلاینده‌های هوای سمی بر کارکنان معدن و جوامع نزدیک و نهایتاً مقایسه نتایج پیش‌بینی شده با استفاده از مدل‌های AERMOD و Calpuff و اندازه‌گیری میدانی و ارائه نقشه‌های زون بندی آلودگی در مجتمع‌های معدنی، می‌پردازد. مورد پنجم؛ طرح جامع بازسازی معادن است. در این طرح با برآورد هزینه‌های بازسازی زمین‌های معدنی پس از فعالیت‌های معدنی به ارائه یک طرح جامع در مورد چگونگی انجام عملیات بازسازی و بررسی ایمنی ژئومکانیکی و پایداری محل نگهداری باطله‌ها و سدهای باطله معدنی به تفصیل برای تمامی معادن و صنایع مرتبط پرداخته می‌شود. مورد دیگر؛ تهیه برنامه جامع مدیریت کربن است که در آن مقدار و نوع گازهای تولید شده در بخش‌های مختلف معدن، کارخانه‌های فرآوری و کارخانه‌های شست‌وشوی تعیین می‌گردد، در گام بعد، مدل‌سازی توزیع دی اکسید کربن در محیط و تعیین غلظت‌های آن و ارائه راهکارهایی برای تبدیل دی‌اکسید کربن به کربنات- های معدنی پایدار و کاربردی کردن آن در صنعت خواهد بود. مورد هفتم شامل تهیه برنامه جامع نظارت است که در این برنامه مشاوره‌های لازم در خصوص نصب و راه‌اندازی یک سیستم نظارتی در مجتمع‌های معدنی و کارخانجات فرآوری داده خواهد شد. طراحی یک سیستم کنترل مرکزی به عنوان سیستم کنترل مدیریت نیز در اجرای درست برنامه‌ها بسیار راه‌گشا خواهد بود و مورد آخر؛ توسعه یک چارچوب مفهومی در راستای مطالعات انجام شده به منظور محقق شدن سیستم معدنکاری سبز خواهد بود. چارچوبی که به ترویج و پیگیری

اثرات زیست محیطی معدن‌کاری رایج نبوده است اما با انجام بازدیدهای میدانی، انجام نمونه‌برداری و دیجیتالیز کردن داده‌ها در نرم افزارهای LCA پیشرفته و مدل‌سازی تأثیرات محیطی فعالیت‌های معدنی می‌توان به ارائه راه‌کارهای مناسب پرداخت.

منابع

- [1] Timothy L., 2009. The Men and Giant Mines That Wired America and Scarred the Planet. New Brunswick, NJ: Rutgers University.
- [2] David K., 1994, Ingram, Overview of Mine Subsidence Insurance Programs in the United States, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA, April 24-29.
- [3] David, M., Chamber, S., 2017, Long-term Risk of Tailings Dam Failure, Alaska Park Science - Volume 13 Issue 2: Mineral and Energy Development
- [۴] سلحشور، ع، بهرامی، ع، عبدالحی شریف، ج، ۱۳۹۷، طراحی بهره‌برداری معادن روباز با نگرش کاهش اثرات زیست محیطی در معدن مس سونگون، نشریه مهندسی منابع معدنی، شماره ۳، ص ۵۵-۴۳.
- [5] Duane, A., Smith. Mining America., 1993, The Industry and the Environment 1800-1980[M]. Niwot: University of Colorado, 1993
- [6] Baumgartner, R. J., and Rauter, R., 2017, Strategic perspectives of corporate sustainability management to develop a sustainable organization. J. Clean. Prod., 140, 81-92. , doi:10.1016/j.jclepro.2016.04.146
- [7] Doulati Ardejani F., Maghsoudy S., Shakhosseini M., Jodeiri Shokri B., Doulati Ardejani Sh., Shafaei F., Amirkhani Shiraz F., and Rajaei A., 2022, Developing a Conceptual Framework of Green Mining Strategy in Coal Mines: Integrating Socio-economic, Health, and Environmental Factors, Journal of Mining and Environment (JME), Vol. 13, No. 1 , 101-115.

معدن‌کاری پایدار با ادغام عوامل اجتماعی - اقتصادی، بهداشتی و زیست محیطی می‌پردازد.

نتیجه‌گیری

معدن‌کاری سبز مساله‌ای چند بعدی و چند وجهی است و بنابراین لازم است تمام جنبه‌های آن مورد مطالعه و بررسی قرار گیرد تا با اقدامات اصلاحی بتوان در مسیر کاهش پیامدهای زیست محیطی و اجتماعی در تمام مراحل معدن‌کاری و سازماندهی به جهت دستیابی به ایمنی بیش‌تر برای کارکنان و ارائه مدلی برای بازسازی سایت‌های معدنی پس از رهاسازی معادن و صنایع معدنی دست یافت. طی چند دهه اخیر کشورهای در حال توسعه و توسعه یافته‌ای همچون، چین، آمریکا، کانادا و استرالیا گام‌های خوبی در این مسیر برداشته‌اند و امید است با همکاری شرکت‌های معدنی و دولت‌ها این فرایند در سایر کشورهای دنیا برخوردار از موهبت منابع طبیعی جایگزین روش‌های سنتی و قدیمی معدن‌کاری و استخراج منابع فلزی و غیرفلزی گردد. در تکنیک معدن‌کاری سبز با در نظر قرار دادن شرایط اقلیمی و هواشناسی، حوضه آبخیز منطقه، مطالعات سنجش از دور، زمین‌شناسی زیر سطحی، کیفیت منابع آبی و خاکی، تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری، بررسی پتانسیل تولید زهاب اسیدی معادن، انتخاب محل مناسب دفن پسماندهای معدنی و سدهای باطله، در نظر گرفتن آلاینده‌های مربوط به کارخانه‌های کنسانتره، گندله، ذوب و تصفیه، توجه به گسترش فضای سبز پیرامون معادن، می‌توان رویکردهای خوبی در مسیر حفاظت از محیط زیست و توسعه پایدار ارائه نمود. نهایتاً اینکه اگرچه تا به امروز استفاده از چرخه حیات (LCA) در تحلیل و ارزیابی

Trace inorganic elements in rainfall in the Montreal Island Atmos. Environ.

[20] Fu et al., 2016, Comparison of arsenic and antimony geochemical behavior in water, soil and tailing from Xikuangshan, Sci. Total Environ. China.

[21] Magdaleno F., Martinez R., 2014, Evaluating the quality of riparian forest vegetation: The Riparian Forest Evaluation (RFV) index, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) Forest Systems, 23(2): 259-272.

[22] Armienta M.A., et al., 2012, Geochemical processes and mobilization of toxic metals and metalloids in an As-rich base metal waste pile in Zimapán, Central México, Appl. Geochem.

[23] Emel J., et al., 2014, Monitoring geomorphic and hydrologic change at mine sites using satellite imagery: the Geita Gold Mine in Tanzania, Appl. Geogr.

[24] Reynolds, J.M., 2011, An Introduction to Applied and Environmental Geophysics; John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA, 2011.15. Fontoura, M.; Moura, R.; Dias, A. A Geologia e a Geofísica na avaliação da contaminação associada a Vazadouros Controlados-ocaso do VC de Matosinhos no Norte de Portugal. Comun. Geol. 98, 83–92.

[25] Penn, C.J.; Camberato, J.J., 2019, A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. Agriculture, 9, 120. [Google Scholar] [CrossRef] [Green Version]

[26] Sonter, L.J., Ali, S.H., and Watson, J.E.M., 2018, Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. Proceedings of the Royal Society B, vol. 285, pp. 20181926.

<https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1926>.

[27] Tregubova, P., Koptsik, G. and Stebanov, A., 2019, Remediation of degraded soils: effect of organic additives on soil properties and heavy metals' bioavailability. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, vol. 368, no. 1, pp. 012054. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/368/1/012054>.

[28] Huffman, J.A., Poschl, U., Martins, S.T., Sinha, B., Chen, Q., Gunthe, S.S., Borrmann, S., Farmer, D.K., Garland, R.M., Helas, G. and Jimenez, J.L., 2010, Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in

[8] رحم بزی، خ، ۱۳۸۹، تأملی بر محیط زیست و پایداری آن

در جهان اسلام، مجموعه مقالات چهارمین کنگره بین المللی جغرافیدانان جهان اسلام.

[9] محرابی، ع، عباسیان، ق، نیک منش، س، ۱۴۰۰، تأثیر مخاطرات زیست محیطی معدنکاری طلای آق دره از منظر ژئوپلیتیکی با تأکید بر امنیت کشور، فصلنامه جغرافیایی سرزمین، شماره ۶۹.

[10] Phillips, J., 2013, "The application of a mathematical model of sustainability to the results of a semi quantitative Environmental Impact Assessment of two iron ore opencast mines in Iran", Applied Mathematical Modelling, 7839-7854.

[11] Phillips, J., 2011, "The conceptual development of a geocybernetic relationship between sustainable development and Environmental Impact Assessment", Applied Geography, 969-979.

[۱۲] ایلخانی، عطاءبی، م، خالوکاکایی، ر، ۱۳۹۵، ارزیابی اثرات زیست محیطی در معدن روباز سنگ آهن سنگان خواف، نشریه علمی پژوهشی مهندسی معدن، شماره ۳۳، ص ۹۳-۸۱.

[13] Goodbody A., 2022, The role of mining in mitigating the effects of climate change

[14] Odella, S., Bebbington, A., Freya, K., 2018, Mining and climate change: A review and framework for analysis, The Extractive Industries and Society, Volume 5, Issue 1, January 2018, Pages 201-214

[15] Engleman C.J. et al., 1996, Accumulation of aluminum and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage Environ. Pollut.

[16] Singh, J. and Kalamdhad, A.S., 2011, Effects of Heavy Metals on Soil, Plants, Human Health and Aquatic Life. International Journal of Research in Chemistry and Environment, 1, 15-21.

[17] Liu J., Liu W., Zhang Y., Chen Ch., Wu W., Zhang T., 2021, Microbial communities in rare earth mining soil after in-situ leaching mining

[18] Jarsjö J., et al., 2020. Projecting impacts of climate change on metal mobilization at contaminated sites: controls by the groundwater level Sci. Total Environment.

[19] Poissant L., et al., 1994,

- Drainage Task Force Symposium, West Virginia University, Morgantown, WV. <https://wvmdtaskforce.files.wordpress.com/2015/12/95-perry.pdf>
- [38] Stacey, J., Naude, A., Hermans, M. & Frankel, D., 2010, The Socio-Economic Aspects of Mine Closure & Sustainable Development. Johannesburg: University of the Witwatersrand.
- [39] Bainton, N. & Holcombe, S., 2018, The Social Aspects of Mine Closure. Australia: The University of Queensland.
- [40] Strambo, C., Burton, J. & Atteridge, A., 2019, The end of coal? Planning “a just transition” in South Africa. Stockholm: Stockholm Environment Institute.
- [41] Li, Y., Chiu, Y.-h., and Lin, T.-Y., 2019, Coal production efficiency and land destruction in China’s coal mining industry. *Resour. Policy* 63, 101449. doi:10.1016/j.resourpol.2019.101449.
- [42] Adnan, M., Xiao, B., Xiao, P., Zhao, P., Bibi, S., 2022a, Heavy metal, waste, COVID-19, and rapid industrialization in this modern era fit for sustainable future. *Sustainability* 14 (8), 4746. <https://doi.org/10.3390/su14084746>.
- Adnan, M., Xiao, B., Xiao, P., Zhao, P., Li, R., Bibi, S., 2022b. Research progress on heavy metals pollution in the soil of smelting sites in China. *Toxics* 10 (5), 231. <https://doi.org/10.3390/toxics10050231>.
- [43] Chen, R., De Sherbinin, A., Ye, C., Shi, G., 2014, China’s soil pollution: farms on the frontline, 691-691 *Science* 344 (6185). <https://doi.org/10.1126/science.344.6185.691-a>.
- [44] Chai, L., Wang, Z., Wang, Y., Yang, Z., Wang, H., Wu, X., 2010, Ingestion risks of metals in groundwater based on TIN model and dose-response assessment—A case study in the Xiangjiang watershed, central-south China. *Sci. Total. Environ.* 408 (16), 3118–3124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.030>
- [45] European Commission., 2020, EU Biodiversity Strategy for 2030 Bringing Nature Back into Our Lives; Communication from the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions; EC: Brussels, Belgium.
- the Amazon. *Science*, vol. 329, no. 5998, pp. 1513-1516.
- [29] Garcia, L.P.F., Lehmann, J., DE Carvalho, A.C.P.L.F. and Lorena, A.C., 2019, New label noise injection methods for the evaluation of noise filters. *Knowledge-Based Systems*, vol. 163, pp. 693-704. <http://dx.doi.org/10.1016/j.knosys.2018.09.031>.
- [30] Nouri, M. and Haddioui, A., 2016, Human and animal health risk assessment of metal contamination in soil and plants from Ait Ammar abandoned iron mine, Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 188, no. 1, pp. 6-12. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-5012-6>. PMID:26631396.
- [31] Akcil, A., Koldas, K., 2006, Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *J. Cleaner Prod.* 14:1139-1146. DOI: 10.1016/j.jclepro.2004.09.006
- [32] DeNicola, D., Stapleton, M., 2002, Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. *Env. Poll.* 119:303-315. DOI: 10.1016/S0269-7491(02)00106-9
- [33] Evans, D., Zipper, C., Hester, E., Schoenholtz, S., 2015, Hydrologic effects of surface coal mining in Appalachia (US). *J. Amer. Water Res. Assoc.* 51:1436-1452. DOI: 10.1111/1752-1688.12322
- [34] Skousen, J., Sexstone, A., Ziemkiewicz, P., 2000, Acid mine drainage control and treatment. p. 131-168. In: *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. 2nd Ed. American Society of Agronomy. Madison, WI. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.488.6818&rep=rep1&type=pdf>
- [35] Faulkner, B., Skousen, J., 1995, Effects of land reclamation and passive treatment systems on improving water quality. *Green Lands* 25:34-40.
- [36] Skousen, J., 2017, A methodology for geologic testing for land disturbance: acid-base accounting for surface mines. *Geoderma* 308:302-311. DOI 10.1016/j.geoderma.2017.07.038.
- [37] Perry, E., Brady, K., 1995, Influence of neutralization potential on surface mine drainage quality in Pennsylvania. In: *Proceedings, 16th West Virginia Surface Mine*

- [57] Asadi S., G., & Gholamalifard, M., 2015, Criteria Conformity and Environmental Impact Assessment in Qaemshahr Landfill using Leopold Matrix and RIAM. *Journal of Research in Environmental Health*, 1(3), 193-206. [in Persian].
- [58] Madani, A., & Emam, A., 2011, SWIR ASTER band ratios for lithological mapping and mineral exploration: a case study from El Hudi area, South Eastern Desert, Egypt. *Arab J Geosci* 4, 45–52.
- [59] LarreyLassalle P., Catel L., Roux Ph., Rosenbaum R., LopezFerber M., Junqua G., Loiseau E., 2017, An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies, *Environmental Impact Assessment Review*, Volume 63, March 2017, Pages 95-106.
- [60] Norgate, T.E., Jahanshahi, S., Rankin W.J., 2007, Assessing the environmental impact of metal production processes, *Journal of Cleaner Production*, Volume 15, Issues 8–9, 2007, Pages 838-848.
- [46] European Commission., 2023, Guidelines on Biodiversity-Friendly Afforestation, Reforestation and Tree Planting; Commission Staff Working Document; EC: Brussels, Belgium.
- [47] Shah, V.; Daverey, A., 2020, Phytoremediation: A Multidisciplinary Approach to Clean up Heavy Metal Contaminated Soil. *Environ. Technol. Innov.* 2020, 18, 100774.
- [48] Tamburini, E.; Sergi, S.; Serreli, L.; Bacchetta, G.; Milia, S.; Cappai, G.; Carucci, A., 2016, Bioaugmentation-assisted phytostabilization of abandoned mine sites in south west Sardinia. *Bull.*
- [49] Phillips, J., 2012, “Applying a mathematical model of sustainability to the Rapid Impact Assessment Matrix evaluation of the coal mining tailings dumps in the Jiului Valley, Romania”, *Resources, Conservation and Recycling* 63, 17– 25.
- [50] Glasson J., Therivel R., 2019, Introduction to Environmental Impact Assessment, Book, London, Routledge, 5th Edition, 2019, 394P., <https://doi.org/10.4324/9780429470738>
- [51] Dalal-Clayton, B. and Sadler, B., 1999, Strategic Environmental Assessment: A Rapidly Evolving Approach. *Environmental Planning*, 18.
- [52] Abdul-Wahab S., et al., 2004, Total suspended dust and heavy metals levels emitted from a workplace compared with nearby residential houses *Atmospheric Environment*.
- [53] Lawrence R.w. and Scheske M., 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes, *Environmental Geology*, V. 32, P.100-106.
- [54] Rohanizadeh S.S., Bameni Moghadam M., 2009, A Proposed Data Mining Methodology and its Application to Industrial Procedures, *Journal of Optimization in Industrial Engineering*, Volume:2 Issue: 4, Summer and Autumn.
- [55] Jabbarian Amiri, B., 2019, *Environmental Impact Assessment* (2 ed.). Tehran: University of Tehran Press. [in Persian].
- [56] Pastakia, C.M., & Jensena, A., 1998, The rapid impact assessment matrix (Riam) for eia. *Environmental Impact Assessment Review*, 18(58), 5-26.

“Review article”

Green mining techniques for environmental protection and sustainable development

Somayeh Baharlouei Yancheshmeh

Assistant Professor, Dept. of Geology, Ahar Branch, Islamic Azad University, Ahar, Iran

*Corresponding author: somayebaharlouie@gmail.com

(Received: 30 December 2024 , Accepted: 11 February 2025)

Abstract

By development and exploitation of mines, environmental problems and related phenomena have gradually become apparent, some of which have led to very harmful consequences for human and natural communities. therefore, the balanced relationship among the three factors of 'resource extraction, environmental protection, and sustainable development of mining areas' is a very important topic that is referred to as green extraction in the development of countries' resources in the twenty-first century. the green extraction aims to reduce the environmental impacts of mining by utilizing more efficient technologies and minimizing waste. this approach emphasizes the use of renewable energy sources, recycling, and the development of innovative solutions. the green extraction allows for the extraction of all useful minerals while minimizing mineral waste. in fact, the aim of this concept is to ensure access to mineral resources for future generations, which requires long-term investment in mineral exploration supported by the government, research in mineral systems, and the development of exploration techniques. Communities, governments, and investors should not allow unsustainable mining companies to operate in the future. the mining industry and companies must address social, ecological, and technical issues by employing comprehensive concepts such as the green mining concept in order to obtain their social license to operate.

Conflict of interest: None declared.

Keywords: Green mining, Environment, Sustainable development



دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهر
فصلنامه‌ی کاربرد شیمی در محیط زیست

سال شانزدهم، شماره‌ی ۶۰
زمستان ۱۴۰۳، صفحات ۸۵-۹۱

"مقاله پژوهشی"

استفاده از تابع گرین در مدل‌سازی ریاضی کاهش آلاینده‌ها در محیط‌زیست

عباسعلی شکری

گروه ریاضی، واحد اهر، دانشگاه آزاد اسلامی، اهر، ایران

* نویسنده مسئول مکاتبات: Email: shokrimath@yahoo.com

(دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۱۱/۲۲، پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۱۲/۱۴)

چکیده

پیش‌بینی انتقال، کاهش آلاینده‌ها و جلوگیری از آلودگی محیط‌زیست از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. از جمله ابزارهای توانمند و قابل اعتماد برای بررسی انتشار و غلظت آلاینده‌ها، مدل‌های ریاضی در محیط‌زیست هستند. اغلب مدل‌های ریاضی حاکم بر پدیده انتقال آلاینده‌ها و کاهش آلودگی به صورت معادلات دیفرانسیل می‌باشند. یکی از موارد آلودگی محیط‌زیست، خطوط لوله‌های انتقال نفت و فرآورده‌های آن است که در صورت عدم مدیریت یا مدیریت ضعیف، آلاینده‌های ناشی از آن‌ها مشکلات جدی در رابطه با سلامت انسان و محیط زیست به وجود می‌آورند. مدل ریاضی مرتبط به خطوط لوله‌های انتقال نفت و مشتقات آن، یک معادله دیفرانسیل معمولی غیر خطی مرتبه دوم است. در این تحقیق، معادله مذکور را مورد بررسی قرار داده و جهت کاهش آلودگی محیط زیست، دوره‌های تناوب زمان تخلیه لوله‌ها را مورد بحث قرار می‌دهیم. برای این منظور، از روش تابع گرین که یک ابزار قدرتمند برای حل معادلات دیفرانسیل غیر خطی است استفاده می‌کنیم.

واژه‌های کلیدی: محیط‌زیست، آلاینده‌ها، معادله دیفرانسیل، تابع گرین

مقدمه

در چند دهه گذشته، به علت بروز آثار مخرب زیست محیطی، فشارهای زیادی از جانب دولت‌ها و گروه‌های مردم نهاد بر سازمان‌ها برای رعایت جوانب زیست محیطی وارد شده است. با حادثه شدن بحران کمبود منابع طبیعی، از بین رفتن جنگل‌ها، کمبود آب و ... موضوع حفظ محیط زیست اهمیت زیادی پیدا کرده است.

از عمده‌ترین آلودگی‌ها که بیش‌ترین خسارت را به محیط زیست وارد می‌کنند عبارتند از: آلودگی نفتی، شیمیایی، حرارتی، مواد رادیو اکتیو و فیزیکی؛ که بایستی عوامل آلاینده‌ها شناسایی و تا حد امکان در جهت کاهش آلودگی گام برداشت (۱، ۲، ۳، ۱۲ و ۱۳).

رها شدن نفت و فرآورده‌های آن در محیط‌زیست، ادامه زندگی بسیاری از جان‌داران ساکن اکوسیستم‌های خشکی و آبی را تهدید و با آلوده‌سازی خاک و آب‌های زیرزمینی، بهداشت انسانی را با خطر جدی روبرو می‌کند. همچنین با از بین بردن زیستگاه گونه‌های مفید، اثر منفی خود را بر اقتصاد بخش‌هایی چون کشاورزی و شیلات تحمیل می‌کند. آلاینده‌های نفتی یکی از جدی‌ترین معضلات زیست‌محیطی هستند که خاک و آب‌های سطحی و زیرزمینی را تحت تأثیر قرار می‌دهند. این آلاینده‌ها می‌توانند از منابع مختلفی مانند نشت نفت از تانکرها، فعالیت‌های صنعتی، حوادث نفتی، تخلیه غیرقانونی مواد نفتی و نقل و انتقال باشند. آلودگی خاک و آب‌های زیرزمینی با مواد نفتی به ویژه در اطراف تاسیسات و صنایع مرتبط با پالایش و انتقال نفت حساسیت ویژه‌ای دارد؛ چرا که معمولاً از شروع آلودگی تا

تشخیص آن مدت زمان طولانی می‌گذرد و در صورت بروز، درمان آن به زمان و هزینه‌های اقتصادی چشم‌گیری نیاز دارد. با توجه به حجم بالای فعالیت‌های نفتی، آلاینده‌های نفتی و فرآورده‌های آن همواره وجود دارند که نیازمند منشأیابی، پاک‌سازی، مدیریت و پایش گسترده می‌باشند. لذا یافتن روش‌های مؤثر برای جلوگیری از انتشار آلاینده‌های نفتی بسیار حائز اهمیت است.

حمل و نقل نفت خام و مشتقات آن به روش‌های مختلفی انجام می‌گیرد که از بین آن‌ها، بیش‌ترین مهم بر عهده لوله‌های انتقال است. از اینرو پروژه‌های خطوط لوله‌های انتقال نفت همواره از جمله پروژه‌هایی با خطرپذیری زیاد از لحاظ زیست‌محیطی می‌باشد. این پروژه‌ها بدون شک دارای اثرات منفی و در برخی مواقع غیر قابل جبران زیست‌محیطی و به هم خوردن تعادل اکوسیستم هستند. با این حال، در بین پروژه‌های عظیم نفتی، خطوط نفتی برای انتقال نفت و فرآورده‌های آن یکی از ایمن‌ترین روش‌ها به شمار می‌آیند که یکی از وجه‌های مؤثر کاربردی و اقتصادی برای انتقال مواد خطرناک و قابل اشتعال است. این خطوط می‌توانند هزاران کیلومتر در شهرها و جاده‌ها کشیده شوند و با توجه به اینکه حاوی موادی ارزشمند و در عین حال خطرناک و در فشار زیاد هستند، همواره بروز هرگونه مشکل یا اختلال در سلامت خطوط می‌تواند مشکل ساز و حتی خطر آفرین باشند. بر این اساس جنس و موادی که در ساخت این لوله‌ها به کار می‌روند بر اساس نوع مواد شیمیایی اهمیت ویژه‌ای دارند و علاوه بر آن، چیزی که بیش‌تر حائز اهمیت است روش استفاده از آن‌ها

است؛ چرا که یکی از منشأ آلاینده های نفتی همین خطوط لوله ها هستند.

آگاهی از منشأ انتشار آلاینده های نفتی در فعالیت ها و صنایع مرتبط با نفت و زمان وقوع و نشر این آلاینده ها از مهم ترین مسائلی است که در مطالعات محیط زیستی به منظور مقابله با آلودگی های محیط - های آبی و خاکی مورد توجه قرار می گیرند (۱۰، ۱۱، ۱۷). اکثر مطالعاتی که در این زمینه صورت گرفته است به بررسی میزان آلودگی نفتی و چگونگی توزیع آلودگی پرداخته است (۱۶ و ۱۵). با این وجود، مطالعات محدودی در ارتباط با منشأ آلودگی نفتی صورت گرفته است. یکی از این منشأها، زمان تخلیه نفت از خطوط لوله های انتقال است.

یکی از روش های نوین کنترل آلاینده ها، مدل سازی ریاضی می باشد (۷-۵). زیرا مدل های ریاضی از جمله ارزان ترین و کاربردی ترین ابزارهایی هستند که می توان به کمک آن ها راه حل هایی در جهت رفع مشکلات زیست محیطی ارائه داد. مدل ریاضی حاکم بر پدیده انتقال آلودگی، معادلات جابجایی - پراکندگی است که یک معادله دیفرانسیل می باشد و حل تحلیلی آن بسیار اهمیت دارد. در این مقاله، برای یافتن جواب های چنین معادلاتی به روش تحلیلی از تابع گرین استفاده می کنیم.

مبانی و روش تحقیق

مدل های پخش آلاینده های هوا و محیط زیست که با معادلات دیفرانسیل توصیف می شوند، در بیش تر موارد نیازمند استفاده از روش های حل عددی برای دست یابی به پاسخ مدل می باشند (۴). از آنجایی که معادلات دیفرانسیل و روش های حل عددی آن ها دارای تنوع و گستردگی زیادی هستند،

انتخاب یک روش بهینه برای استفاده در حل مدل - های پخش آلاینده ها کار چندان ساده ای نیست. زیرا فرآیندهای مؤثر در پدیده انتقال آلاینده ها دارای تنوع زیادی بوده و مؤلفه های فیزیکی مؤثر در این فرآیندها نیز متفاوت می باشند.

میلنز و پروچت روشی برای تشخیص منبع آلاینده ها در حالت غیرهمگن و چند بعدی ارائه دادند (۱۴). قانع و همکاران از روش احتمال برگشتی برای تشخیص منابع آلاینده ها با شرایط غیر یکنواخت و ماندگار استفاده کردند (۹). البادیا و همکاران روشی را برای یافتن مکان و تابع شدت یک منبع آلاینده ارائه کردند (۸). آن ها با استفاده از اندازه گیری غلظت در نقاط مختلف و همچنین دانستن زمان غیر فعال شدن منبع آلاینده ها، توانستند مکان و تابع شدت منبع آلاینده ها را شناسایی کنند. فرآیند جابجایی، روش فیزیکی می باشد که در مورد چگونگی انتقال و توزیع مواد از نقطه ای به نقطه دیگر بیان می شود. این معادله به صورت رابطه زیر بیان می شود:

$$\frac{\partial(vC)}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}$$

معادله حاکم بر پدیده انتقال آلاینده ها، معادله جابه جایی - پراکندگی است که از نوع معادلات دیفرانسیل جزئی می باشد. معادله جابه جایی - پراکندگی کلاسیک به صورت زیر بیان می شود:

$$\begin{aligned} \frac{\partial c_i}{\partial t} = & -u \frac{\partial c_i}{\partial x} - v \frac{\partial c_i}{\partial y} - w \frac{\partial c_i}{\partial z} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial c_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial c_i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial c_i}{\partial z} \right) \\ & + E_i(t, x, y, z) + (K_{1i} + K_{2i})c_i \end{aligned}$$

که در آن $c_i = c_i(t, x, y, z)$ غلظت گونه شیمیایی i ؛ و $v = v(t, x, y, z)$ ، $u = u(t, x, y, z)$ و

$$F_f = K_f (L - x)^2$$

که در آن x تغییرات موقعیت توپک را مشخص می‌کند. در این صورت نیروهای اثر کننده بر سیستم، یکی نیروی فشاری است که از یک کمپرسور تامین شده و آن را به جلو می‌راند ($P_0 A_p$)، و دیگری نیروی اصطکاکی است که مایع بر توپک اعمال کرده (F_f) و در برابر حرکت مقاومت می‌کند. با در نظر گرفتن معادله حرکت، برآیندهای نیروهای وارده بر سیستم برابر است با تغییرات مومنتم سیستم با زمان. بنابراین معادله حرکت برای سیستم فوق به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$\frac{1}{g} \frac{d}{dt} [\rho A_p (L - x) v] = P_0 A_p - K_f (L - x) v^2$$

با قرار دادن $v = \frac{dx}{dt}$ داریم

$$\frac{d}{dt} \left[(L - x) \frac{dx}{dt} \right] = \frac{P_0 g}{\rho} - \frac{K_f g}{\rho A_p} (L - x) \left(\frac{dx}{dt} \right)^2$$

و لذا:

$$- \left(\frac{dx}{dt} \right)^2 + (L - x) \frac{d^2 x}{dt^2} = \frac{P_0 g}{\rho} - \frac{K_f g}{\rho A_p} (L - x) \left(\frac{dx}{dt} \right)^2$$

با فرض $M = \frac{K_f g}{\rho A_p}$ و $N = \frac{P_0 g}{\rho}$ ، معادله دیفرانسیل تغییرات موقعیت توپک به صورت زیر به دست می‌آید:

$$\frac{d^2 x}{dt^2} + \left(M - \frac{1}{L - x} \right) \left(\frac{dx}{dt} \right)^2 = \frac{N}{L - x}$$

که یک معادله دیفرانسیل معمولی مرتبه دوم غیر خطی است. برای حل تحلیلی این معادله باید تابع گرین $G(t, s)$ مربوط به آن را چنان به دست آوریم که در شرایط مسئله صدق کند. همچنین G در $t = s$ پیوسته باشد، و علاوه بر آن $\frac{\partial G}{\partial t}$ پرش یکه داشته باشد. یعنی:

$$\frac{\partial G}{\partial t}(t, t^-) - \frac{\partial G}{\partial t}(t, t^+) = 1$$

$w = w(t, x, y, z)$ سرعت باد در امتداد جهت‌های ox ، oy و oz ؛ و $k_x = k_x(t, x, y, z)$ و $k_y = k_y(t, x, y, z)$ و $k_z = k_z(t, x, y, z)$ ثابت‌های نفوذ؛ $k_{1i} = k_{1i}(t, x, y, z)$ و $k_{2i} = k_{2i}(t, x, y, z)$ ضرایب رسوبات خشک و مرطوب گونه شیمیایی i ؛ و E_i منبع انتشار گونه شیمیایی i در نقطه (x, y, z) و در زمان t هستند؛ که یک معادله دیفرانسیل جزئی مرتبه دوم می‌باشد. معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک به منظور پیش‌بینی نحوه توزیع زمانی و مکانی غلظت ماده آلاینده است. به دلیل گستردگی و تنوع زیاد معادلات دیفرانسیل جزئی، محققین در بیش‌تر موارد آن‌ها را با روش‌های عددی حل کرده‌اند؛ و در برخی موارد نیز به منظور بهبود جواب‌ها، معادله را در فضای معادلات دیفرانسیل مرتبه کسری مدل‌سازی نموده و حل کرده‌اند.

منبع آلاینده‌های مورد بحث در این تحقیق، خطوط لوله‌های انتقال نفت می‌باشند. خطوط لوله‌های انتقال نفت گاهی اوقات به نوبت بر انتقال چندین فرآورده‌های نفتی از یک نقطه به نقطه دیگر مورد استفاده قرار می‌گیرند. جهت کاهش آلودگی در انتهای هر نوبت انتقال، یک توپک که اندازه آن به نسبت اندازه لوله می‌باشد، در یک انتهای لوله قرار داده شده، و با فشار گاز خنثی‌ای به سمت انتهای دیگر لوله رانده می‌شود. این امر باعث پاک شدن خط لوله از مایعات باقی مانده در آن می‌گردد. فرض می‌کنیم توپک در مقایسه با مایع داخل لوله بدون وزن و اصطکاک بوده و مایع هم‌غیر قابل تراکم باشد. نیروی اصطکاکی که مایع بر توپ اعمال می‌کند متناسب با مجذور سرعت (v) توپک و طول (L) لوله حاوی مایع می‌باشد. در واقع:

- [3] Baderna, D., Caloni, F., Benfenati, E., 2019, Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints. *Environment international*. Jan 1;122: 21-30.
- [4] Barati Moghaddam, M., Mazaheri, M., Samani, M., 2015, Numerical Solution of Advection-Dispersion Equation with Temporal Conservation Zones in Case of Unsteady Flow in Irregular Sections. *Journa of Science and Irrigation Engineering*. 40(1): 99-117.
- [5] Bari, R., Hansen, D., 2002, Application of gradually-varied flow algorithms to simulate buried streams. *Journal of Hydraulic Research*, 40(6), 673-683.
- [6] Benson, D.A., Wheatcraft, S.W., Meerschaert, M., 2000, Application of a fractional advection dispersion equation. *Water resources research*, 36(6), 1403-1412.
- [7] Deng, Z., Jung, H., 2009, Variable residence time-based model for solute transport in streams, *Water resources research*; 45(3).
- [8] El Badia, A., Ha-Duong, T., Hamdi, A., 2005, Identification of a point source in a linear advection-dispersion-reaction equation : Application to a pollution source problem , *Inverse Problems*; 21(3), 1-17.
- [9] Ghane, A., Mazaheri, M., Samani, M., 2016, Location and release time identification of pollution point source in river networks based on the Backward Probability Method, *Environmental Management*, Vol. 180, September; 164-171.
- [10] Hamdi, A., Mahfoudhi, I., Rejaiba, A., 2015, Identification of time active limit with lower and upper bounds of total amount loaded by unknown sources in 2D transport equations, *Engineering Mathematics*; 97(1), 101-117.
- [11] Holmes, N., Morawska, L., 2006, A Review of Dispersion Modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available, *Atmospheric Environment*; 40 (30), 5902-5928.
- [12] Kim, S., Kavvas, M., 2006, Generalized Fick's law and fractional ADE for pollution transport in a river: Detailed derivation, *Journal of Hydrologic Engineering*; 11(1), 80-83.
- [13] Marion, A., Zaramella, M., Bottacin, A., 2008, Solute transport in rivers with multiple

با حل معادله دیفرانسیل حاصل به کمک تابع گرین به دست آمده، جواب‌های تحلیلی معادله به-دست می‌آید، که با استفاده از آن‌ها تغییرات موقعیت توپک به طور دقیق مشخص می‌شوند. لذا به کمک آن می‌توان برآورد نمود چه زمانی برای تخلیه خطوط لوله‌های نفت با ابعاد مشخص در جهت کاهش آلودگی و کاهش خوردگی لوله‌ها مناسب است.

نتیجه‌گیری

هدف از تحقیق حاضر، یافتن معادله دیفرانسیل مربوط به خطوط لوله‌های نفت و یافتن زمان مناسب برای تخلیه لوله‌ها جهت کاهش آلودگی است. با توجه به اینکه معادله دیفرانسیل مرتبط به خطوط لوله‌های نفت از نوع معادله دیفرانسیل معمولی غیر خطی و شامل تغییرات غلظت بر واحد زمان است و نیز به دلیل تنوع فرآیندهای دخیل در پدیده انتقال آلاینده‌ها، امکان تأمین تمامی نیازمندی‌های لازم برای حل این معادله امری بسیار پیچیده است. در این مقاله برای حل معادله مذکور، روش تابع گرین پیشنهاد شده است. مهم‌ترین مزایای استفاده از روش تابع گرین این است که به کمک آن می‌توان معادله را به روش تحلیلی حل کرد و دوره‌های تناوب زمان تخلیه خطوط لوله‌های نفت را به دست آورد و نتایج مدل ریاضی را بهبود بخشید.

منابع

- [1] Afzali, S. H., Abedini, M.J., Monadjemi, P., 2009, Simulation of flow in porous media using coupled pressurized-free surface interconnected conduit network. *Iran Water Resour. Res.*, 5(2), 18-29.
- [2] Azari, T., Kadar-Ghale, M.T., Kardel, F., 2023, Influence of the Babolsar landfill leachate on groundwater quality. *Kharazmi Journal of Earth Sciences*. Sep 10;9(1):227-59.

storage zones: The STIR model, Water resources research;44(10).

[14] Milnes, E., Perrochet, P., 2007, Simultaneous identification of a single pollution point source location and contamination time under known flow field conditions, Advances in Water Resources;30(12), 2439-2446.

[15] Mohammadi, N., Benis, KZ., Shakerkhatibi, M., Fatehifar, E., Sarand, AB., Mahmoudian, A., Sheikholeslami, F., 2016, Forecasting Concentrations of Gaseous Air Pollutants Using Artificial Neural Networks in Tabriz, Journal of Civil and Environmental Engineering, 46 (2), 83-104.

[16] Parsaie, A., Haghiabi, A.H., 2017, Computational Modeling of pollution transmission in rivers Applied water science; 7(3), 1213-1222.

[17] Wang, Z., Liu, J., 2012, Identification of the pollution source from one-dimensional parabolic equation models;219(8), 3403-3413.

Using Green's function in mathematical modeling of pollutant reduction in the environment

Abbasali Shokri

Department of Mathematics, Ahar Branch, Islamic Azad University, Ahar, Iran

*Corresponding author: shokrimath@yahoo.com

(Received: 10 February 2025, Accepted: 4 March 2025)

Abstract

Predicting the transfer and reduction of pollutants, and preventing environmental pollution is of particular importance. among the powerful and reliable tools for examining the release and concentration of pollutants are mathematical models in the environment. most mathematical models governing the phenomenon of pollutant transfer and pollution reduction are in the form of differential equations. one of the cases of environmental pollution is oil and product transportation pipelines, which, if not managed or poorly managed, cause serious problems in terms of human health and the environment. the mathematical model related to oil pipelines and its derivatives is a second-order nonlinear ordinary differential equation. in this article, we examine the aforementioned equation and discuss the periodicity of pipe emptying times in order to reduce environmental pollution. for this purpose, we use the Green's function method, which is a useful tool for solving nonlinear differential equations.

Conflict of interest: None declared.

Keywords: Environment, Pollutants, Differential Equation, Green's Function